

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



## **Nicho temporal de mesocarnívoros numa área de montado de sobre: efeito do habitat e do ciclo lunar**

Ana Luísa Guerreiro Baguinho de Almeida

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação orientada por:  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Margarida Santos-Reis  
Dr. Luís Miguel Rosalino

[2016]

Este estudo foi realizado no contexto do plano de atividades da:

a) Estação de Campo do Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c), Unidade de I&D da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL)

b) Plataforma LTsER Montado (<http://www.ltsermontado.pt/>), dedicada à investigação sócio ecológica de longo prazo do sistema Montado.



## Agradecimentos

O começo atribulado fez com que parecesse impossível chegar a este ponto, contudo, com muita ajuda e esforço finalmente foi conseguido. Tenho por isso a agradecer às várias pessoas que tornaram este desafio concretizável.

Primeiro, aos meus orientadores: Obrigado professora Margarida por insistir num plano B e pelo apoio a desenvolvê-lo tão em cima da hora. Por os comentários e dúvidas que esclareceu apesar do imenso trabalho. Ao Miguel por ter tentado levar o meu plano A para a frente e posteriormente com toda a ajuda no novo projeto, mesmo longe, a ajuda foi preciosa e agradeço todos os comentários e correções por vezes tão em cima da hora. Também ao Gonçalo por me ter indicado o caminho e ajudado no início deste desafio, obrigada.

Ao João por me ter “deixado” entrar na tese dele e me ter explicado todos os detalhes, por todas as horas e sofrimento por que passamos juntos, ora na tua “máquina” ora na minha (pensei que por este andar já cá não estivessem!), mas também por os momentos bem passados, tens que admitir que as estas coisas com companhia são logo outra conversa. Obrigado por toda a ajuda!

À Joana e à Ana, obrigado por estarem sempre presentes, por todas as dúvidas, ataques cardíacos e por aí fora, por as memórias que criamos, acima de tudo felizes, neste ano e espero que no futuro. Joana, não posso deixar de referir um Obrigado, por todas as longas conversas, no meio do campo o que se pode fazer é conversar! Por o desespero associado aos vários pontos de rede falsa existentes naquela casa. Essencialmente, muito obrigado às duas por tudo! À Marília que apesar de não ter estado tão presente, é sempre uma alegria e faz-me lembrar e estar mais perto da nossa terrinha!

À Ema por estar sempre disponível para ler isto tudo e dar a sua opinião, e a todas, Ana, Kris e Susi, por acreditarem que eu era capaz! Obrigada!

Ao Gustavo, o meu informático privado que, depois de horas de tentativas falhadas com tabelas gigantes, me mostrou que um “” simples”” *copy paste* pode resolver tudo.

À Sofia, um grande obrigado por a compreensão, pelo apoio, por me fazeres acreditar, e por me teres ajudado sempre tão rapidamente, sem ti esta tese de certeza não estaria como está!

Aos meus pais, por me terem apoiado, como em toda a minha vida, em mais um desafio, obrigado essencialmente pela paciência e por a força.

À minha irmã, pela compreensão enorme, desculpa pela minha ausência neste ano, obrigado por aguentares o meu stress e por, mesmo à distância, tornares os meus dias melhores.

Por fim, ao Filipe, só posso agradecer por TUDO, não só por este ano, mas por todos os anteriores, sem ti isto não se tinha concretizado de certeza, espero que todos os stresses, ataques de pânico e medos que aguentaste, sejam agora recompensados. OBRIGADA!

## Resumo

A complexidade dos ecossistemas terrestres é elevada e as espécies animais que os integram interagem entre si influenciando a forma como cada uma explora e usa o respetivo nicho ecológico. Contudo, este nicho é multidimensional e os recursos são limitados, e, por isso, são estabelecidas relações de cariz positivo (p. ex. comensalismo) ou negativo (p. ex. competição e predação). Devido a isso, os indivíduos enfrentam desafios à sua sobrevivência que moldam o respetivo comportamento. A partilha de recursos gera uma segregação entre os indivíduos de forma a evitar confrontos, e uma das dimensões onde segregação pode ocorrer é a temporal, sendo um mecanismo de coexistência que depende da plasticidade ecológica e fisiológica de cada espécie. Estas relações são muito comuns no grupo dos mamíferos carnívoros, espécies-chave na regulação e manutenção das comunidades biológicas, desempenhando papéis funcionais cruciais na estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Porém, o crescimento das populações humanas e a sua intervenção nos habitats, com consequente alteração/degradação, criaram um conflito crescente entre o Homem e as comunidades de carnívoros. Este conflito tem consequências negativas para as referidas comunidades e consequentemente para todo o ecossistema.

Como tal, e num contexto de reconciliação entre as atividades humanas e os princípios da conservação, é crucial avaliar as adaptações comportamentais que estas espécies desenvolveram para sobreviver em ambientes e comunidades alteradas pelo Homem. Tendo em conta esta realidade, com recurso a armadilhagem fotográfica, investigámos as relações temporais existentes na comunidade de mesocarnívoros na serra de Grândola, uma região de montado no sul de Portugal, e avaliamos a influência do habitat e das fases da lua no padrão de atividade de cada espécie. Os resultados sugerem que existem ajustes comportamentais, comprovados por uma segregação no eixo temporal, que promovem a coexistência destas espécies. A segregação ao longo do ciclo circadiano foi detetada entre o sacarrabos, a única espécie estritamente diurna, e as restantes espécies, noturnas (geneta, fuinha e texugo) e noturnas facultativas (raposa). Estas espécies noturnas demonstraram também um grau de segregação moderado dentro do respetivo período do dia indicando que provavelmente é um mecanismo que permite a coexistência. Contudo, a segregação temporal obtida na comunidade é muito influenciada pela atividade diurna do sacarrabos. Apesar de os resultados não serem conclusivos, a estrutura do habitat parece influenciar a atividade destas espécies, sugerindo que este pode ser um fator condicionante da mesma. Também a fase lunar parece influenciar a atividade destas espécies, sendo esta influencia mais marcada para a geneta e raposa, em contraste com a fuinha que é a espécie que apresenta uma menor diferença na sua atividade entre períodos do ciclo lunar. Estes resultados carecem, contudo, de um maior esforço amostral para confirmação.

Este estudo contribui para um melhor conhecimento da dinâmica e estratégias destas espécies de mesocarnívoros, crucial para a previsão de possíveis resultados provenientes de ações de conservação e gestão.

Palavras-Chave: segregação, dimensão temporal, carnívoros, armadilhagem fotográfica, conflito

## Abstract

Ecosystem's complexity and the way species inhabiting them interact affect how each species explore its ecological niche. Nevertheless, this niche is multidimensional and the resources are scarce, leading to the establishment of positive (e.g., comensalism) and negative (e.g., competition and predation) interspecific relations. Thus, individuals face challenges to survival that shape their behaviour. Sharing resources often creates individual segregation in order to avoid direct confrontations. One of the niche dimensions where this segregation takes place is in a temporal axis. Temporal mismatch is a mechanism of coexistence that depends on the ecological plasticity of each species. These relations are common in the mammalian carnivores guild. Carnivores are key species in the regulation and maintenance of biological communities, playing crucial functional roles in the structure and functioning of ecosystems. However, the growing of human populations and their actions upon habitat, with its consequent modification/degradation, established a growing conflict between Man and the communities of carnivores. This conflict has negative consequences for these communities and consequently for the entire ecosystem.

For a successful reconciliation between human activities and the principles of conservation, it is crucial to evaluate the behavioural adaptations developed by these species to survive in environments and communities modified by man. Taking into account this reality, and using a camera trapping approach, we investigated the temporal relations existing in the community of mesocarnivores inhabiting serra de Grândola, a region dominated by cork oak woodlands (or *montado*) in southwestern Portugal. We also assessed the influence of habitat and moon phases in the activity pattern of each species. Results suggest specific temporal adjustments, proven by a segregation in the temporal axis, promotes species coexistence. The segregation in the temporal axis was detected between the Egyptian mongoose, the only strictly diurnal species, and the remaining mesocarnivores, predominantly nocturnal (Red fox) and nocturnal (European badger, Common genet and Stone marten) species. A degree of segregation in the same period of the day was found for the nocturnal species, indicating that this variation in the activity pattern is a mechanism of coexistence. However, the temporal segregation that was obtained for the community is strongly affected by the diurnal activity of the Egyptian mongoose. Although the results are not conclusive, the structure of the habitat seems to influence the activity of these species, suggesting that this may be a determinant factor. The moon phase seems to influence the activity of every species, the common genet and the fox are the species that present a major difference, yielding a major number of records in brighter nights. On the other hand, the Stone marten presents independent records regardless of the period. Yet, these results need to be confirmed using a bigger dataset.

This study contributes for a better understanding of the dynamics and strategies of mesocarnivores inhabiting a typical Mediterranean agroforestry system, being important to predict possible outcomes arising from management and conservation actions.

Keywords: segregation, temporal dimension, carnivores, camera trapping, conflict

## Índice

Agradecimentos .....	ii
Resumo.....	iii
Abstract .....	iv
1.Introdução .....	1
1.1-Nicho ecológico e interações entre os mamíferos .....	1
1.2- Os mesocarnívoros .....	2
1.3- Partilha de recursos em paisagens geridas pelo homem: o exemplo do montado .....	3
2. Objetivos .....	5
3. Área de estudo .....	5
4. Métodos .....	7
4.1 - Construção da grelha de amostragem.....	7
4. 2 - Armadilhagem fotográfica.....	7
4.3 - Caracterização do uso do solo .....	9
4.4 - Caracterização dos padrões de atividade.....	11
5. Resultados .....	13
5.1 Detecção e identificação das espécies de mesocarnívoros .....	13
5.2 Padrões de atividade .....	14
5.3 Padrões de sobreposição temporal.....	16
5.4 Padrões de sobreposição temporal por habitat .....	17
5.5- Influência do ciclo lunar na comunidade de mesocarnívoros .....	20
6. Discussão .....	21
6.1- Padrões de atividade .....	21
6.2- Segregação temporal por habitat.....	23
6.3- Influência do ciclo lunar .....	25
6. 4- Influência de diferentes estratégias de gestão: Comparação com a Companhia das Lezírias ...	26
7- Conclusão .....	29
8- Referências Bibliográficas .....	30
9- Anexos.....	37

## Lista de figuras

<b>Figura 3.1-</b> Localização da área de estudo e pontos de amostragem .....	6
<b>Figura 4.1-</b> Exemplo de localizações das câmaras fotográficas na área de estudo. ....	8
<b>Figura 4.2-</b> Pontos de amostragem caracterizados de acordo com as tipologias estabelecidas .....	9
<b>Figura 5.1-</b> Estimativas da densidade de kernel que representam os padrões de atividade das espécies de mesocarnívoros na Serra de Grândola, ao longo de 24h. As linhas verticais representam a média de horas de pôr e do nascer do sol. As linhas na base representam o número de fotografias tiradas, sendo mais intensa a cor preta nos períodos onde a espécie foi mais vezes detetada. ....	14
<b>Figura 5.2-</b> Índice de seletividade de Jacobs (JSI) das cinco espécies detetadas para cada um dos períodos do ciclo diário (cada ponto representa o valor médio e respetivo desvio padrão). ....	15
<b>Figura 5.3-</b> Proporção de registos de mesocarnívoros em cada fase do ciclo lunar (nº de registos em cada período/nº total de registos) .....	20

## Lista de tabelas

<b>Tabela 4.1-</b> Tipologias de uso do solo na Serra de Grândola e descrição das mesmas.....	10
<b>Tabela 5.1-</b> Esforço de armadilhagem, número de deteções, RAI (índice de abundância relativa) e “Naive occupancy” das espécies de mesocarnívoros detetadas na Serra de Grândola .....	13
<b>Tabela 5.2-</b> Coeficiente de sobreposição ( $\Delta 4$ ) para todos os pares interespecíficos da comunidade e os respetivos intervalos de confiança, com o resultado qualitativo de acordo com Monterroso et al. (2014) .....	16
<b>Tabela 5.3-</b> Estimativas da densidade de kernel que representam os padrões de atividade das espécies presentes na Serra de Grândola. Cada um dos gráficos representa o padrão de atividade para cada um dos habitats predominantes (1- Montado sem subcoberto; 2- Montado com pouco subcoberto; 3- Montado com subcoberto denso; 4- Montado com subcoberto muito denso) .....	18
<b>Tabela 5.4-</b> Proporção de registos de mesocarnívoros (nº de observações/nº de câmaras efetivas) por habitat.....	18
<b>Tabela 5.5-</b> Coeficiente de sobreposição ( $\Delta 4$ ) para todos os pares interespecíficos da comunidade nos quatro habitats dominantes da área de estudo. O resultado qualitativo da sobreposição (elevado, mediano ou reduzido) é representado por cinzento escuro, cinzento claro e branco respetivamente.....	19

## **Lista de anexos**

<b>Anexo 9.1-</b> Fotografias relativas à armadilhagem fotográfica na área de estudo.....	38
<b>Anexo 9.2-</b> Padrões de atividade relativos aos três períodos do ciclo lunar para as quatro espécies noturnas presentes na área de estudo .....	39
<b>Anexo 9.3-</b> Índice de seletividade de Jacobs (JSI) das cinco espécies detetadas para cada um dos períodos do ciclo diário na Companhia das Lezírias (Santos 2014).....	39



# 1.Introdução

## 1.1- Nicho ecológico e interações entre os mamíferos

Todos os organismos num dado ecossistema estão interligados, interagindo entre si através de um conjunto de relações complexas – as relações ecológicas – que influenciam a forma como cada indivíduo usa e explora o seu nicho ecológico. Este pode ser definido como o lugar que cada espécie ocupa na comunidade e as condições bióticas e abióticas que influenciam a sua persistência e distribuição (Elton 1927; Hutchinson 1957). Estas condições são influenciadas, entre outros, por fatores ambientais (p. ex. temperatura, precipitação, nutrientes etc.), bio ecológicos (p. ex. relações interespecíficas) e antrópicos (sobre-exploração, destruição e modificação de habitats, implementação de infraestruturas etc.). A tolerância de cada espécie às condições bióticas e abióticas define o seu nicho ecológico.

Tendo em conta que a dimensão espacial das paisagens é limitada, muitas espécies ecologicamente semelhantes enfrentam desafios à sua sobrevivência, com dois resultados distintos: extinção local ou coexistência, com consequente partilha de recursos. Estes recursos são normalmente limitados e devido a isso são estabelecidas relações de cariz positivo (p. ex. comensalismo) ou negativo (p. ex. competição e predação). O estabelecimento de relações de predação ou competição pode modificar o comportamento dos indivíduos (Broekhuis et al. 2013), nomeadamente a nível dos padrões de atividade, uso do habitat e/ou exploração dos recursos alimentares de forma a minimizar os efeitos negativos destas relações (p. ex. evitando confrontos diretos). Estas alterações comportamentais podem ser observadas em interações entre indivíduos de níveis tróficos diferentes (p. ex. relações predador-presa) ou do mesmo nível trófico (p. ex. competição entre mamíferos carnívoros) (Palomares et al. 1996; Palomares & Caro 1999; Linnell & Strand 2000; Monterroso et al. 2013).

Segundo o princípio da exclusão competitiva, os indivíduos que são competidores completos não podem coexistir (Hardin 1960), ou seja, a coexistência de espécies simpátricas irá levar à extinção da competitivamente mais fraca. MacArthur e Levins (1967) com a sua teoria da similaridade limitada, propõem a existência de um limite de similaridade de nicho entre duas espécies simpátricas abaixo do qual uma coexistência estável é permitida. Assim, as espécies simpátricas têm que apresentar diferenças, em uma ou mais dimensões do seu nicho, de forma a poder coexistir. O aumento da complexidade nas comunidades, ou seja, uma maior diversidade de espécies, irá forçar as que coexistem a segregar em mais do que uma dimensão do nicho de forma a minimizar a sobreposição no uso dos recursos (Schoener 1974; Wereszczuk & Zalewski 2015). As dimensões segundo as quais as espécies apresentam geralmente segregação são: espacial, trófica e temporal (Estes et al. 2011; Schoener 1974). A competição pelo espaço pode incluir exclusão completa da espécie mais fraca ou alterações na seleção do habitat pelas espécies coexistentes (p. ex. Monterroso 2013; Pereira et al. 2012). Já a obtenção e ingestão de alimento é uma das tarefas mais importantes para a sobrevivência dos organismos e quando existe uma sobreposição no uso deste tipo de recursos as espécies têm tendência a alterar a forma como exploram o seu nicho trófico para que a coexistência seja possível (Barrientos & Virgós 2006). Por último, a segregação na dimensão temporal do nicho é tida como a de menor relevância para a coexistência (Schoener 1974). Contudo, é uma das formas de evitar encontros diretos entre indivíduos e assim minimizar os riscos de ferimento ou morte associados à competição por interferência (p. ex.: Ziv et al. 1993; Arjo & Pletscher 1999; Vanak & Gompfer 2009). Este tipo de competição será mais elevada quanto maior for a similaridade entre as espécies, como por exemplo o caso de interações predatórias entre potenciais competidores (predação “*Intra-guild*”) (Polis et al. 1989; Tannerfeldt et al. 2002) (p. ex.: Ritchie & Johnson 2009).

Uma diminuição na atividade ou mesmo a inatividade em determinados períodos do ciclo circadiano, diminuem as probabilidades de deteção/encontros com espécies de competidores/predadores e, por isso,

muitas espécies adaptaram os seus padrões de atividade para minimizarem o risco de interferência com outras espécies e maximizarem o tempo de procura de alimento garantindo o sucesso de captura de presas (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). Estas alterações de atividade são, assim, um dos mecanismos de coexistência entre predadores, mas também uma estratégia anti predatória desenvolvida por espécies presas. Contudo, o padrão de atividade não depende apenas da competição entre espécies do mesmo nível trófico ou predação entre níveis tróficos diferentes, sendo também influenciado por mecanismos fisiológicos e adaptações morfológicas do próprio indivíduo (p. ex. estrutura dos olhos, tamanho corporal, condição física, comportamento reprodutor e social) e por fatores externos como variações nas condições climáticas, níveis de luz e termorregulação (Camps 2008). Uma vez que as adaptações evolutivas moldam estes padrões circadianos (Daan 1981), pois a sua fisiologia está adaptada a ciclos de noite ou dia que não conseguem ser alterados a grande escala, a segregação de algumas espécies ocorre dentro do mesmo período do ciclo diário (p. ex.: Ziv et al. 1993). Assim a dimensão desta segregação vai depender da plasticidade de cada espécie (Monterroso et al. 2014), podendo verificar-se também variações ligeiras no ciclo de atividade de algumas populações da mesma espécie, consoante a localização geográfica, fatores de ameaça e/ou composição da comunidade onde se inserem (p. ex., Camps 2008; Campbell & Long 2010; Moreira-Arce et al. 2015).

Esta segregação temporal é especialmente importante quando a sobreposição nas outras dimensões é elevada, pois possibilita que a partilha de habitat e/ou presas possa ocorrer em diferentes períodos do dia. Contudo com o aumento da diversidade de espécies simpátricas esta segregação torna-se limitada (Schoener 1974) e as relações que se estabelecem são mais vulneráveis a fatores externos desequilibradores.

## 1.2- Os mesocarnívoros

A maioria das espécies de carnívoros não apresenta grandes dimensões nem são predadores de topo nas comunidades em que se inserem, são, em vez disso, espécies de pequeno e médio porte (peso entre 1 e 15 kg), designados “mesocarnívoros” (Roemer et al. 2009; Prugh et al. 2009). Estes incluem espécies muito mais diversas e ricas, no que toca ao seu comportamento e ecologia, em comparação com os grandes carnívoros. Devido ao seu tamanho mais pequeno e a sua facilidade em prosperar nos mais diversos habitats, geralmente são mais abundantes que os grandes carnívoros, contudo o seu impacto dentro das comunidades é geralmente menosprezado (Roemer et al. 2009). Apesar disso, a importância ecológica destes mesocarnívoros nos ecossistemas é inquestionável. São espécies chave na regulação dos ecossistemas (Paine 1969) e na manutenção da estrutura da comunidade biológica em que se inserem, desempenhando papéis funcionais cruciais, como sejam: i) regulação dos níveis tróficos inferiores (Roemer et al. 2009); ii) o aumento da resiliência biótica a espécies introduzidas (Ritchie et al. 2012); iii) o controlo de doenças (Roemer et al. 2009) e iv) dispersão de sementes (Rosalino et al. 2010). Contudo este papel fundamental desempenhado pelos mesocarnívoros poderá estar em causa uma vez que estas espécies estão cada vez mais ameaçadas por impactos diretos e indiretos associados ao homem e às suas ações sobre a paisagem. O facto de serem predadores de espécies silvestres com interesse comercial (p. ex. o Coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*, é uma importante espécie de caça menor por vezes predada por carnívoros) ou de espécies domésticas (ex. galinha, *Gallus gallus*) gera conflitos com as populações humanas (Treves & Karanth 2003; Moberly et al. 2004). Este conflito com homem tornou-se um fator de ameaça crescente, em especial no que respeita aos grandes predadores (p. ex. lobo, *Canis lupus*; Torres & Fonseca 2016), mas também para espécies de médio porte (p. ex. lontra, *Lutra lutra*; Freitas et al. 2007) levando à perseguição direta e/ou através de caça desportiva. A ameaça também se faz sentir de forma indireta através de alterações na composição da paisagem, (p. ex. conversão de ambientes naturais em paisagens agrícolas ou silvícolas, desflorestação, etc.) com consequências negativas sobre as suas populações (Miller et al. 2001; Ritchie & Johnson 2009) e efeitos

em cascata sobre os restantes componentes da cadeia trófica (p. ex. alteração da intensidade da herbívoros e da composição e abundância das espécies vegetais (Estes et al. 2011)). A eliminação dos predadores de topo pode originar um fenómeno designado por “libertação de meso-predadores”, conduzindo ao aumento da abundância das espécies de predadores subordinados (Ritchie & Johnson 2009; Ritchie et al. 2012). Com a perda do predador de topo regista-se uma homogeneização dos tamanhos corporais dos predadores presentes num sistema, afetando a relação competitiva assimétrica que existia anteriormente, tornando as relações competitivas entre os meso-predadores menos claras (Santos 2014). A reestruturação da comunidade de predadores associada a este mecanismo vai alterar os padrões das relações interespecíficas entre os carnívoros sobreviventes (ex. distribuição, alimentação, atividade e reprodução, etc.).

Assim é crucial avaliar que adaptações comportamentais desenvolveram estas espécies de carnívoros para sobreviver em ambientes e comunidades alteradas pelo homem, nomeadamente a nível da dimensão do nicho que é frequentemente menos avaliada: a dimensão temporal.

Por se situarem, muitas vezes, no topo da cadeia alimentar estes carnívoros tornam-se peças chave na compreensão do funcionamento dos ecossistemas e na análise de fenómenos de declínio ambiental. Consequentemente, sua conservação é de extrema importância pois são espécies-chave que suportam a resiliência dos ecossistemas (Mills et al. 1993) e cuja preservação garante que muitas outras espécies que partilham o seu nicho possam igualmente sobreviver (Servin et al. 1991; Palomares & Delibes 1992; Rosalino et al. 2005a; Camps 2008; Monterroso et al. 2013, 2014).

### **1.3- Partilha de recursos em paisagens geridas pelo homem: o exemplo do montado**

O crescimento das populações humanas e a crescente demanda por recursos e serviços dos ecossistemas tem modificado habitats um pouco por todo o globo, alterando profundamente a estrutura das comunidades, o seu funcionamento e as espécies que a constituem. Um bom exemplo das alterações induzidas pelo homem é o montado, o maior sistema agro-silvo-pastoral da Europa, que teve a sua origem na transformação progressiva do maquis mediterrânico original pelo homem (Pereira et al. 2012). Em Portugal este sistema está presente maioritariamente no sul do país, na região do Alentejo, onde entre a matriz de montado surgem fragmentos de habitats nativos (p. ex. matos) e antrópicos (p. ex. hortas).

Dentro deste mosaico de habitats criado pelo homem, as alterações que ocorrem num único habitat podem modificar as características dos que o rodeiam, pois estes estão interligados funcionalmente e são interdependentes, criando uma cadeia de eventos que afetam todo o ecossistema (Pereira et al. 2012). Os diferentes fragmentos que constituem a paisagem possuem diferentes recursos e como tal promovem a simpatria de espécies com requisitos similares (Levin 1974). A sua importância é realçada nestes ambientes complexos e dominados pelo homem pois o aumento da heterogeneidade da paisagem promove um aumento da biodiversidade (Rosalino et al. 2009). Neste contexto, tem sido sugerido que os mesocarnívoros são especialmente beneficiados por estas modificações (Galantinho & Mira 2009; Rosalino et al. 2009; Verdade et al. 2011) pois existe maior densidade e variabilidade de recursos. Contudo, estes benefícios são, para já, apenas visíveis em espécies generalistas, que se conseguem adaptar facilmente a um grande espectro de habitats, beneficiando das oportunidades que um novo habitat pode trazer (novos recursos alimentares, redução de predadores, alterações nas condições de abrigo, etc.). Uma espécie especialista pode sofrer extinção local devido à perda ou fragmentação de um dos habitats de que depende para obter um determinado recurso, pois não possui plasticidade ecológica suficiente para se adaptar a usar um recurso alternativo (Carvalho et al. 2011). Apesar dos benefícios que a implementação do montado proporciona este sistema produtivo é cada vez menos rentável (Reis & Calafate 2013). Assim, tem-se observado um crescente abandono das terras, sendo a sua gestão

descuidada e cada vez mais ausente, levando consequentemente a uma diminuição da referida heterogeneidade, afetando todos os organismos que a ela se adaptaram e da qual dependem.

O conhecimento de parâmetros populacionais, como os padrões de atividade, é essencial quando se pretende avaliar as relações entre as diferentes espécies, os mecanismos que promovem a sua coexistência e as suas respostas a perturbações antrópicas ou climáticas (p. ex. práticas agrícolas, alterações de temperatura, introdução de espécies exóticas, etc.). A identificação das adaptações ecológicas a ambientes alterados é crucial para uma conservação eficaz e para adaptar eficientemente as medidas de gestão a aplicar.

Apesar de já terem sido desenvolvidos vários estudos sobre a partilha de recursos no seio de comunidades de carnívoros mediterrânicos (Fedriani et al. 2000; Carvalho & Gomes 2004; Monterroso 2013; Monterroso et al. 2016), os estudos destas relações em ambientes moldados pelo homem não são assim tão frequentes (ver: Santos et al. 2007; Pereira et al. 2012; Schuette et al. 2013), especialmente em áreas de montado onde a pecuária está praticamente ausente e focando a partilha de tempo pela referida comunidade de mesocarnívoros.

A Serra de Grândola representa um bom exemplo deste sistema moldado pelo homem, onde os predadores de topo não estão presentes e os estudos sobre a importância da dimensão temporal do nicho na coexistência de predadores são praticamente inexistentes, sendo por isso um local ideal para a realização deste estudo.

As espécies arbóreas predominantes neste sistema são os sobreiros (*Quercus suber*, Linnaeus, 1753) e as azinheiras (*Quercus ilex*, Lamarck, 1785), sendo o seu subcoberto constituído por pastagens, campos agrícolas e vegetação arbustiva, que podem ser intercetados por vários fragmentos naturais (p. ex. vegetação ripária) ou antrópicos (p. ex. olivais e pomares) resultando num mosaico heterogêneo que suporta uma grande diversidade de espécies (Rosalino et al. 2009). Assim, apesar da ausência de predadores de topo, este sistema contém ainda elevados valores de biodiversidade. Esta variabilidade pode ser observada na comunidade de mamíferos carnívoros presente nesta região, a qual inclui oito das 14 espécies presentes em Portugal (Marta, *Martes foina* (Erxleben, 1777); Sacarrabos, *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758); Texugo, *Meles meles* (Linnaeus, 1758); Raposa, *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758); Geneta, *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758); Doninha, *Mustela nivalis* (Schreber, 1777); Lontra, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758); Toirão, *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) (Santos-Reis & Mathias 1996; Loureiro et al., 2012). Esta comunidade é constituída por um espectro de espécies com características variadas, que vão desde as oportunistas e com um porte médio como a raposa e o texugo, às especialistas com um pequeno porte como a doninha. De um modo geral, a maioria das espécies aqui presentes são generalistas no que se refere aos requisitos de habitat, à exceção da lontra, fator que favorece a sua persistência neste habitat em constante mudança. Contudo, o seu comportamento em relação ao homem nem sempre é similar, existindo espécies com uma maior tolerância à presença do mesmo, como a raposa (Díaz-Ruiz et al. 2015), enquanto outras o evitam, como o texugo (Santos 2003). As semelhanças ecológicas e morfológicas destas espécies são o motivo pelo qual esta comunidade representa um bom modelo de estudo dos mecanismos que permitem a coexistência entre as espécies.

## 2. Objetivos

Os principais objetivos deste trabalho são: i) determinar qual o padrão de uso do tempo pelas diferentes espécies que integram a comunidade de mesocarnívoros da serra de Grândola e ii) testar a influência do habitat e do ciclo lunar na sua atividade.

Devido à disponibilidade de dados relativos a um estudo similar realizado numa área diferente (Santos, 2014) foi também avaliada a influência das modificações estruturais do habitat resultantes de diferentes opções de gestão.

Espera-se, de acordo com conhecimento anterior: i) Existência de segregação temporal entre as espécies (Monterroso 2013; Santos 2014), ii) Aumento da atividade em áreas com densidade de subcoberto mais elevada (Lucherini et al. 1995; Rosalino et al. 2005b; Loureiro et al. 2012) iii) Aumento da atividade em períodos com maior percentagem de superfície lunar visível (Penteriani et al. 2013), vi) Seleção mais marcada por o período da noite em áreas com maior pressão antrópica (Skinner et al. 1991; Hipólito 2016; Galantinho & Mira 2009; Recio & Virgós 2010).

## 3. Área de estudo

O estudo foi realizado na Serra de Grândola, uma área montanhosa costeira no sudoeste de Portugal (38°07'N, 8°36'W; Figura 3.1). Esta é uma região caracterizada por um clima mediterrânico com influências atlânticas, possuindo uma sazonalidade marcada no que toca a temperaturas e precipitação (Correia & Santos-Reis 1999). Os invernos são suaves e os verões quentes e secos, sendo a temperatura média 15.6 °C e a precipitação 500mm/ano (Correia & Santos-Reis 1999). A precipitação é mais acentuada nos meses de outubro a março e o período seco abrange os meses de junho a setembro.

Esta região faz parte de uma das maiores áreas de montado do país (Vicente 2008), sendo maioritariamente coberta por sobreiros (*Quercus suber*), mas ocorrendo também a azinheira (*Quercus rotundifolia*) e o carvalho lusitano (*Quercus faginea*). O subcoberto pode estar presente ou não (Loureiro et al. 2007) e quando existe é composto por esteva (*Cistus* spp.), rosmaninho (*Rosmarinus officinalis*), medronheiro (*Arbustos unedo*) e urze (*Erica* spp.). A área contém também vários cursos de água, sendo que muitos não possuem um regime permanente, podendo secar inteiramente nos períodos mais quentes do ano (Matos et al. 2009).

Esta matriz de montado é interseçada por outros fragmentos de habitat como hortas, olivais, vegetação ripária, eucaliptais, medronhais, pinhais, pomares, pastos e outras zonas agrícolas. A vegetação ripária é composta por álamos-negros (*Populus nigra*), amieiros (*Alnus glutinosa*), salgueiros (*Salix atrocinerea*), freixos (*Fraxinus angustifolia*) e silvas (*Rubus ulmifolius*) (Correia & Santos-Reis 1999; Santos-Reis et al. 2005). Este sistema agro-silvo-pastoral suporta atividades humanas como a extração de cortiça e de madeira, criação de gado (vacas, ovelhas, porcos e cabras), caça e agricultura que pode ser de cariz tradicional ou intensivo (Matos et al. 2009).

Os centros de atividade humana estão dispersos pela serra (Rosalino et al. 2005b), raramente excedendo os 25 habitantes por km<sup>2</sup> (Matos et al. 2009); atualmente a maioria das habitações estão abandonadas, estando a população reduzida a pequenas aldeias (Loureiro et al. 2007). Na área de estudo existem duas estradas principais e vários trilhos de terra batida, contudo o tráfego é relativamente reduzido.

A biodiversidade faunística e florística presente na área é elevada. Toda a comunidade de mesocarnívoros terrestres (raposa, fuinha, sacarrabos, geneta e texugo) é composta por espécies classificadas com o estatuto de “Pouco preocupante” (Lista Vermelha da União internacional para a conservação da natureza e recursos naturais – IUCN Red List). A raposa e o sacarrabos são espécies cinegéticas podendo assim ser caçadas mediante autorização do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (Decreto-Lei n.º 2/2011, D.R. n.º 4, Série I). As restantes espécies não podem ser caçadas

legalmente, contudo a caça ilegal de carnívoros pode ocorrer, sendo que o aumento dos interesses ligados à caça pode por em causa a conservação destas espécies (Beja et al. 2009).



Figura 3.1- Localização da área de estudo e pontos de amostragem.

## **4. Métodos**

### **4.1 - Construção da grelha de amostragem**

Dentro dos limites da área de estudo (414 km<sup>2</sup>; Serra de Grândola), e com o auxílio do software QGIS versão 2.4.0 Chugiak (QGIS Development Team 2014), foi construído um Sistema de Informação Geográfica (SIG) onde foram identificadas as zonas de maior relevância para a presença dos mesocarnívoros (p. ex., montado com subcoberto denso, zonas ripícolas, olivais e hortas), que integrassem um diverso número de habitats para que a heterogeneidade espacial fosse representativa da área de estudo. Posteriormente, no SIG foi gerada uma grelha de 5x6 km com 30 pontos de amostragem. Estes pontos possuíam entre si uma distância de cerca de 1 km (Média= 1032,28 metros; DP= 27,64, Min= 719,91 Max= 1558,05 m), definida para minimizar a autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem e assegurar que todas as espécies tinham igual probabilidade de ser detetadas (Sarmiento et al. 2009). A grelha foi, por fim, sobreposta à área de estudo tendo em conta a localização dos fragmentos de habitat mencionados acima, de forma a garantir a sua representatividade. As câmaras foram depois colocadas, no terreno, na localização destes 30 pontos (Figura 4.1), com o auxílio de um GPS Garmin (GPSMAP 62s). Contudo, devido à inacessibilidade do terreno em alguns destes pontos não foi possível a sua colocação no local previamente determinado, e como tal, a grelha não ficou regular.

### **4.2 - Armadilhagem fotográfica**

Ao longo de um período de quatro meses (15 dezembro de 2015 a 7 de abril de 2016), a atividade dos mesocarnívoros presentes na área de estudo foi monitorizada com recurso a uma rede de câmaras fotográficas. Este método tem sido utilizado em estudos de ecologia desde o início do século XX (Chapman 1927) e ao longo dos anos esta tecnologia tem-se tornado cada vez mais rigorosa, acessível e popular. É uma alternativa à observação direta dos indivíduos, que se demonstra mais eficaz, menos invasiva, exigindo menor esforço amostral de técnicos no campo e com menos custos associados face às características intrínsecas à maioria das espécies (reduzida densidade, carácter elusivo, comportamento solitário e maioritariamente noturno, e vastas áreas vitais – Gittleman 2013). Uma grande vantagem desta metodologia (com câmaras em funcionamento contínuo) é o registo do dia e hora de cada deteção para estimação dos ritmos de atividade diária. É assim o método ideal quando se pretende estudar espécies elusivas, sensíveis à perturbação, maioritariamente noturnas e que habitam locais mais florestados, como é o caso da maioria das espécies alvo.

Neste estudo foram utilizadas 30 câmaras fotográficas da marca Moultrie (modelo MCG-12694) segundo um esquema em grelha (Figura 3.1), como explicado anteriormente (Secção 4.1). As câmaras foram fixadas, sempre que possível, em troncos de árvores ou, em alternativa, em estacas de madeira enterradas no solo, a uma distância de cerca de 30 centímetros do chão de forma a aumentar a detetabilidade destas espécies (Swann et al. 2004). Foram programadas de forma a registar três fotos consecutivas, assim que acionadas, com uma diferença entre cada disparo de 5 segundos, de forma a maximizar a deteção de espécies (Santos 2014). Uma vez que o objetivo era amostrar a comunidade de mesocarnívoros, que é composta por espécies com requisitos ecológicos distintos, optou-se por não colocar isco junto de cada câmara para evitar que algumas espécies pudessem ser mais atraídas ou repelidas pelo isco, e assim, enviesar os resultados (Du Preez et al. 2014). Em média as câmaras foram visitadas de 15 em 15 dias de forma a verificar o seu estado operacional e permitir a substituição de pilhas e/ou cartões de memória. Sempre que alguma câmara não tivesse estado ativa num determinado intervalo de tempo o período de amostragem considerado foi determinado considerando a data da última inspeção e a data da última fotografia tirada.



Figura 4.1- Exemplo de localizações das câmaras fotográficas na área de estudo.



### 4.3 - Caracterização do uso do solo

Simultaneamente com o período referido para a armadilhagem fotográfica foi realizada a caracterização do habitat em cada um dos pontos da grelha de amostragem. A caracterização foi efetuada considerando *buffers* de 325 metros de raio em volta de cada câmara, perfazendo um total 30 caracterizações com 331830,7 m<sup>2</sup> cada (Figura 4.2). Este valor foi definido devido à área vital destes mesocarnívoros. Para facilidade de caracterização cada *buffer* foi dividido em quadrículas de 50x50 metros, de forma a tentar captar a maior heterogeneidade possível.

A tipologia utilizada para categorizar os usos do solo foi baseada em trabalhos anteriores (Santos 2014; Gomes 2015), com ajustes de forma a incorporar novas categorias não consideradas anteriormente, obtendo-se no final 15 categorias (Tabela 4.1). Após a definição das categorias procedeu-se à identificação, georreferenciação e definição do tipo de uso do solo dominante, no campo, em cada uma das quadrículas de 50 m<sup>2</sup> localizadas com recurso a um GPS Garmin. Os dados recolhidos foram depois importados para o SIG criado anteriormente. Nesse SIG foi produzida a carta de usos do solo para cada um dos *buffers* considerados. As categorias relativas ao montado foram caracterizadas com base na percentagem de subcoberto presente: montado sem subcoberto, montado com subcoberto pouco denso (< 50%), montado com subcoberto denso (50-75%), montado com subcoberto muito denso (> 75%). Por fim, foi selecionado o tipo de uso do solo dominante em cada *buffer* de forma a determinar os padrões de atividade das espécies para cada um destes, tendo-se obtido cinco categorias: montado sem subcoberto, montado com subcoberto pouco denso, montado com subcoberto denso, montado com subcoberto muito denso e pinhal, sendo este último predominante em apenas um *buffer*.

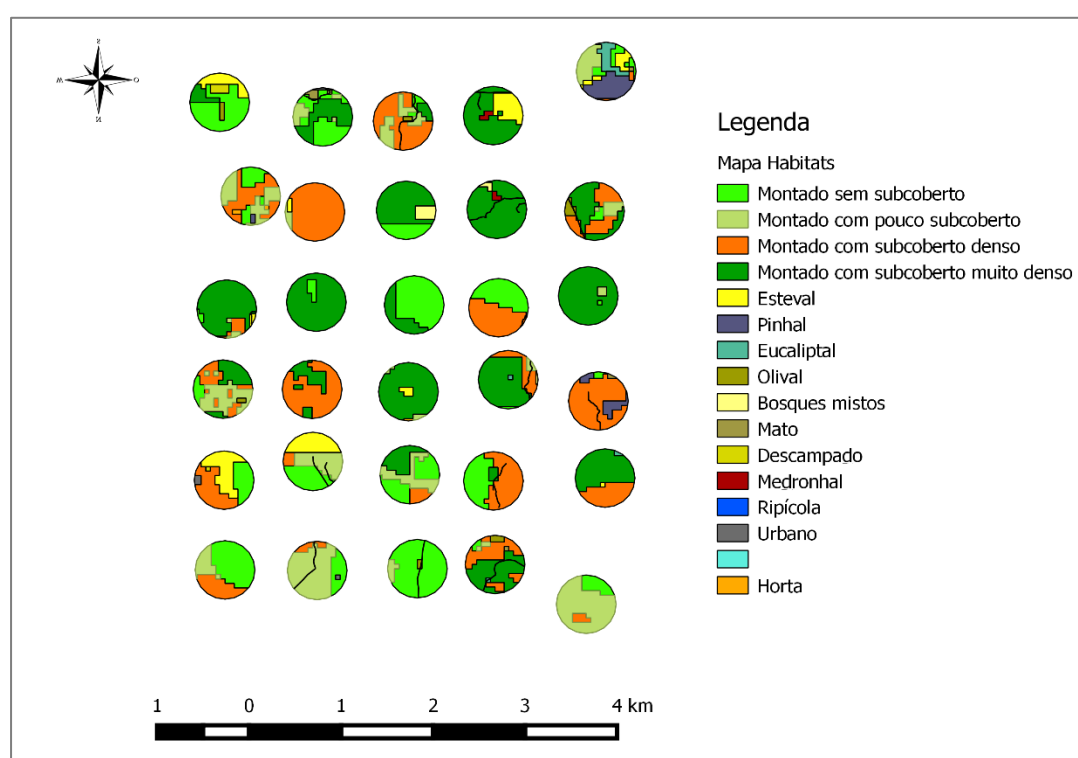


Figura 4.2- Pontos de amostragem caracterizados de acordo com as tipologias estabelecidas.

Tabela 4.1- Tipologias de uso do solo na Serra de Grândola e descrição das mesmas.

Categorias	Estrato arbóreo	Estrato arbustivo
<b>Montado sem subcoberto</b>	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i>	Espécies de gramíneas
<b>Montado com subcoberto pouco denso (&lt; 50 %)</b>	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i>	<i>Cistus salviifolius</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> <i>Arbutus unedo</i> L.
<b>Montado com subcoberto denso (50 – 75 %)</b>	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i>	<i>Cistus ladanifer</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> <i>Arbutus unedo</i> L.
<b>Montado com subcoberto muito denso (&gt; 75 %)</b>	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i>	<i>Cistus ladanifer</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> <i>Arbutus unedo</i> L.
<b>Esteval</b>	Ausente	<i>Cistus ladanifer</i> L.
<b>Pinhal</b>	<i>Pinus</i> spp.	Não especificado
<b>Eucaliptal</b>	<i>Eucalyptus</i> spp.	Não especificado
<b>Olival</b>	<i>Olea europaea</i> L.	Não especificado
<b>Bosques mistos</b>	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.) <i>Pinus</i> spp.	Não especificado
<b>Mato</b>	Ausente	<i>Cistus salviifolius</i> L. <i>Cistus ladanifer</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> <i>Arbutus unedo</i> L. (esparsos) <i>Rubus ulmifolius</i> Schott (desassociados a cursos de água)
<b>Medronhal</b>	<i>Arbutus unedo</i> L.	Não especificado
<b>Ripícola</b>	<i>Arbutus unedo</i> L. <i>Populus nigra</i> L. <i>Quercus faginea</i> Lam. <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott <i>Juncos</i> spp. <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn <i>Erica</i> spp.
<b>Horta</b>	Árvores de fruto, cultivadas <i>Citrus sinensis</i> <i>Malus sylvestris</i>	
<b>Descampado</b>	Ausente	
<b>Urbano</b>	Habitações	

#### 4.4 - Caracterização dos padrões de atividade

Os registos fotográficos obtidos durante o período de amostragem foram analisados com recurso ao software Camera Base 1.7 (Mathias Tobler 2015), de forma a facilitar a identificação das espécies de mesocarnívoros terrestres e obter os registos do dia e hora de cada fotografia. Estes registos foram posteriormente seriados para que as fotografias da mesma espécie, num mesmo local e com um intervalo inferior a 30 minutos fossem excluídas, de forma a assegurar que os registos seriam temporalmente independentes (Davis et al. 2011), e foram ainda convertidos para a hora solar para que seja possível a sua interpretação com base nos períodos solares (i.e., dia, noite, anoitecer e amanhecer) e assim obter uma compreensão real do padrão de atividade (i.e., ajuste do ciclo circadiano). A informação retida permitiu estimar os padrões circadianos de atividade para cada espécie.

Cada registo independente foi considerado como uma amostra aleatória pertencente a uma distribuição contínua que descreve a probabilidade de existir uma captura nas câmaras fotográficas, num determinado período do dia (Linkie & Ridout 2011). O padrão de atividade é referido como a função de densidade probabilística desta distribuição, que tem como pressuposto o facto de o animal apresentar a mesma probabilidade de ser fotografado em qualquer período do dia (Ridout & Linkie 2009). Este padrão de atividade foi estimado não parametricamente com recurso ao método de densidade de kernel (Ridout & Linkie 2009).

Com o objetivo de avaliar a seleção por períodos específicos do ciclo diário, como complemento às curvas de atividade, foi estimado o índice de Jacobs (Jacobs 1974) uma versão modificada do índice de eletividade de Ivlev (Ivlev, 1961). Este índice é largamente usado em ecologia de forma a avaliar a preferência por determinados recursos entre os disponíveis e usados pelas espécies dentro do volume do seu nicho ecológico (p. ex., Hayward & Kerley 2005; Blanco-Garrido et al. 2008; Monterroso 2013). Para tal, foram definidos 4 períodos distintos do ciclo diário: i) Noite (período compreendido entre 1h após o pôr-do-sol e 1h antes do nascer do sol); ii) Amanhecer (período compreendido entre 1h antes e 1h depois do nascer do sol) iii) Dia (período compreendido entre 1h depois do nascer do sol e 1h antes do pôr-do-sol); iv) Anoitecer (período compreendido entre 1h antes e 1h depois do pôr-do-sol) (Foster et al. 2013; Monterroso 2013). Foi realizada uma reamostragem dos dados de atividade de cada espécie (500 replicados; Manly 1997) com recurso a técnicas de “*bootstrap*” (Meredith & Ridout 2016), e para cada replicado foi calculado um valor de JSI (“*Jacobs selection index*”) para cada período do ciclo circadiano. Posteriormente foi calculada uma média de todos os valores de JSI e respetivos intervalos de confiança de 95% para cada período do ciclo e para cada espécie (Monterroso et al. 2014). A seleção, negativa ou positiva, por cada período do ciclo é avaliada tendo por base o sinal do índice para cada período, sendo que o valor absoluto do resultado é proporcional à força de seleção.

Com o objetivo de avaliar a segregação temporal entre as espécies alvo ao longo do ciclo circadiano foram realizadas comparações emparelhadas de padrões de atividade com recurso ao cálculo do coeficiente de sobreposição  $\Delta 4$ , como é sugerido por Ridout e Linkie (2009) e Ridout e Meredith (2016) para amostras superiores a 75 observações. Este coeficiente varia entre 0 (sobreposição nula) e 1 (sobreposição total), e corresponde à área coincidente abaixo das funções de densidade dos ciclos de atividade em comparação. A extensão da sobreposição dos padrões de atividade das espécies é uma medida precisa da quantificação de similaridade, por isso, o coeficiente de sobreposição pode ser interpretado como sendo inversamente proporcional ao nível de segregação temporal entre duas espécies competidoras (Santos 2014). A precisão deste coeficiente corresponde aos intervalos de confiança de 95% baseados em 500 amostras de “*bootstrap*”. De forma a avaliar qualitativamente os valores de sobreposição de atividade das comparações emparelhadas foi utilizada a abordagem sugerida por Monterroso et al. (2014), onde os valores do coeficiente são agrupados em 3 categorias ordenadas: “reduzida”, “moderada” e “elevada”. Os valores de  $\Delta 4$  iguais ou abaixo do percentil 50 da amostra

foram considerados “reduzidos”, entre o percentil 50 e 75 “moderados” e acima do percentil 75 “elevados”.

O método da densidade de kernel foi também utilizado para avaliar a sobreposição do nicho temporal das espécies simpátricas em cada tipo de cobertura do solo predominante (usando apenas as fotografias correspondentes aos pontos onde o habitat em estudo era dominante), obtendo, em habitats com preferências partilhadas, o nível de sobreposição entre essas espécies.

Por último, foi utilizado o software Moonphase SH 3.3 (Henrik Trigstrom 2009) de forma a avaliar o efeito das fases da lua na atividade dos mesocarnívoros. Com recurso a este software cada registo das espécies noturnas foi classificado com a fase da lua correspondente, de acordo com a percentagem de superfície da lua visível: 0-25% (Lua nova); 25-75% (Quarto crescente e minguante) e 75-100% (Lua cheia). Os padrões de atividade de cada espécie foram reestimados para cada fase da lua seguindo os procedimentos analíticos anteriormente descritos e foi ainda utilizado o teste de Qui-quadrado de forma a testar a significância do número de registos obtidos para cada espécie nas diferentes fases da lua.

As análises foram realizadas no software R V 3.2.4 (R Development Core Team 2011, Viena) utilizando versões modificadas dos scripts originais desenvolvidos por Ridout e Linkie (2009) e Ridout e Linkie (2016) (Ridout & Linkie 2009; Meredith & Ridout 2016), que se encontram disponíveis em <https://www.kent.ac.uk/smsas/personal/msr/overlap.html> e <https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/overlap.pdf>.

Finalmente foi calculado o índice de abundância relativa (RAI) (Park et al. 2011) de forma a avaliar a abundância relativa das espécies na área de estudo, calculado com base no número de capturas por 100 dias de amostragem e a *naïve occupancy* de forma a avaliar a sua ocupação, calculada pela razão entre o número de locais de amostragem onde a espécie foi detetada e o nº total de locais de amostragem.

## 5. Resultados

### 5.1 Detecção e identificação das espécies de mesocarnívoros

Durante o período de amostragem, e no decurso de 2788 dias de armadilhagem efetiva (i.e., soma do nº de dias que cada câmara esteve ativa), foram realizadas 922 deteções independentes de cinco espécies de mesocarnívoros (Anexo 10.1), correspondendo a uma média de captura de 33,07 animais por 100 dias de armadilhagem (Tabela 5.1). A média das taxas de deteção por espécie variam entre 17,54 e 2,91 deteções por 100 dias de armadilhagem, para a raposa e fuinha, respetivamente. Das cinco espécies detetadas duas, a raposa e a geneta, possuem uma ampla distribuição na área de estudo (*naïve occupancy* > 0.8), sendo que a raposa foi detetada frequentemente durante todo o período em que o estudo decorreu sugerindo que ocorre em elevada abundância na área. Apesar de não ultrapassarem o valor de 0.8, as restantes espécies também possuem valores elevados de ocupação, como se pode observar nos dados da tabela 5.1. Para além destas cinco espécies alvo foram também detetadas outras espécies de carnívoros: uma silvestre, a lontra (*Lutra lutra*) (Nº de deteções=4; Anexo 10.1) e duas domésticas, o cão (*Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758)), que foi a espécie não silvestre mais detetada na área (Nº de deteções=10; Anexo 10.1) e o gato doméstico (*Felis catus* (Linnaeus, 1758)) (Nº de deteções= 2; Anexo 10.1).

Tabela 5.1- Esforço de armadilhagem, número de deteções, RAI (índice de abundância relativa) e “Naive occupancy” das espécies de mesocarnívoros detetadas na Serra de Grândola.

Esforço de armadilhagem		Capturas de carnívoros						
Estações	30	Espécies	<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Herpestes ichneumon</i>	<i>Genetta genetta</i>	Todos
Dias de armadilhagem	2788	Nº fotos	489	81	129	114	109	922
Média de dias por estação	93	RAI médio	17,54	2,91	4,63	4,09	3,91	33,07
		Naive Occupancy	0,933	0,77	0,63	0,78	0,83	1

## 5.2 Padrões de atividade

A maioria das espécies exibiram hábitos predominantemente noturnos demonstrando uma preferência marcada pelo período da noite, contudo, o sacarrabos apresenta um padrão oposto, sendo a única espécie de hábitos marcadamente diurnos (Figura 5.1).

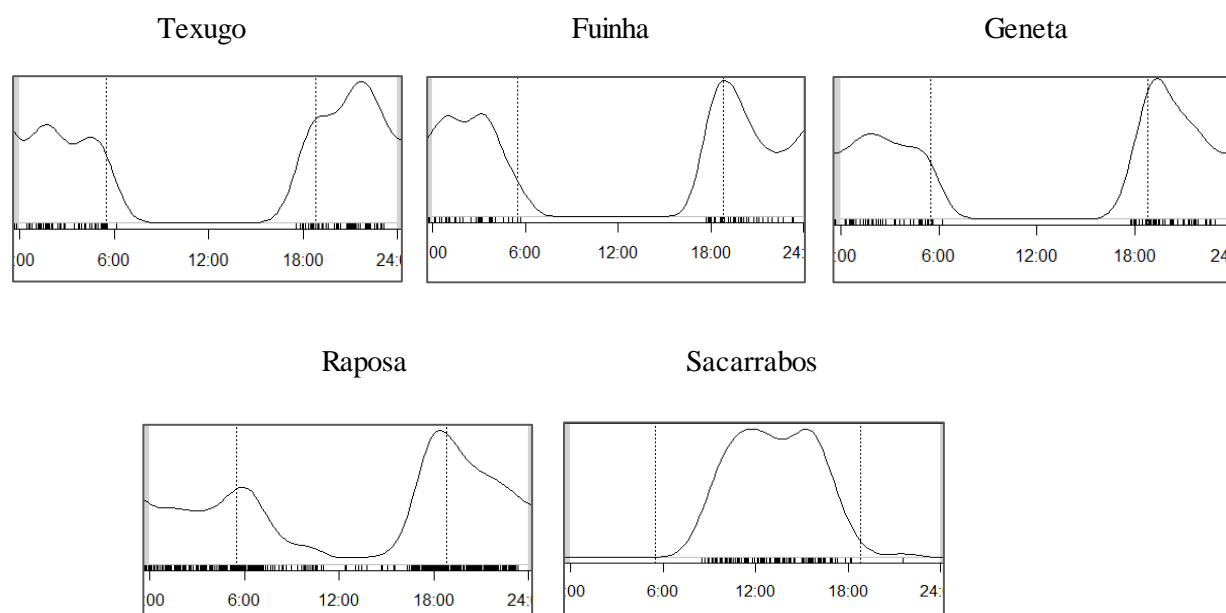


Figura 5.1- Estimativas da densidade de kernel que representam os padrões de atividade das espécies de mesocarnívoros na Serra de Grândola, ao longo de 24h. As linhas verticais representam a média de horas de pôr e do nascer do sol. As linhas na base representam o número de fotografias tiradas, sendo mais intensa a cor preta nos períodos onde a espécie foi mais vezes registrada.

O texugo, a geneta e a fuinha foram as espécies que demonstraram uma maior atividade no período da noite ( $JSI_{noite} > 0,70$ ), sendo a sua seleção dos diferentes períodos do dia muito similar (Figura 5.2), tendo por isso um elevado potencial de competição. Estas espécies evitam de forma clara o período do dia, com valores de JSI muito negativos (i.e.,  $JSI < -0,85$ ; Figura 5.2), sendo o valor mais negativo apresentado pela geneta ( $JSI_{dia} = -0,99$ ). O período do anoitecer, contudo, é apenas selecionado negativamente pelo texugo e pela geneta, mas com valores pouco negativos ( $JSI_{anoitecer} = -0,03$ ;  $JSI_{anoitecer} = -0,01$  respetivamente). A fuinha apresenta um pico de atividade bem marcado por volta das 18:00 e por isso a sua seleção por este período é positiva ( $JSI_{anoitecer} = 0,19$ ), apresentando posteriormente um pico de atividade menos marcado entre as 24:00 e as 4:00 (Figura 5.1). A geneta apresenta também um pico de atividade bem marcado por volta das 19:00, seguido de um aumento da atividade, ainda que mais reduzida, entre as 1:00 e as 5:00 aproximadamente (Figura 5.1). O texugo apresenta um pico de atividade por volta das 21:00, permanecendo ativo o resto da noite, mas com um nível de atividade mais reduzido (Figura 5.1). No decurso da amostragem nenhuma destas três espécies foi detetada no período do dia.

A raposa apresenta uma seleção positiva, e praticamente idêntica, nos períodos da noite e do anoitecer ( $JSI_{noite} = 0,34$ ;  $JSI_{anoitecer} = 0,34$ ). Apresenta também um valor de seleção reduzido para o período do amanhecer ( $JSI_{amanhecer} = 0,03$ ), sendo o dia o único período selecionado negativamente ( $JSI_{dia} =$

-0,65), apesar terem ocorrido registos pontuais da espécie durante este período. Contudo, os valores obtidos não demonstram uma seleção forte por nenhum dos quatro períodos do ciclo circadiano. O seu padrão de atividade é bimodal, apresentando um pico mais marcado por volta das 17:00 e outro menor por volta das 7:00 (Figura 5.1).

Ao contrário das quatro espécies mencionadas anteriormente, o sacarrabos apresenta um padrão de atividade distinto, com seleção muito marcada pelo período do dia (JSI dia= 0,82). Este mesocarnívoro apresenta um padrão de atividade unimodal, em que o pico de atividade se situa entre as 10:00 e as 17:00 aproximadamente (Figura 5.1). Apresenta também uma seleção fraca pelo período do anoitecer (JSI anoitecer= 0,13), sendo os restantes períodos evitados significativamente (JSI noite= -0,94; JSI amanhecer= -0,72).

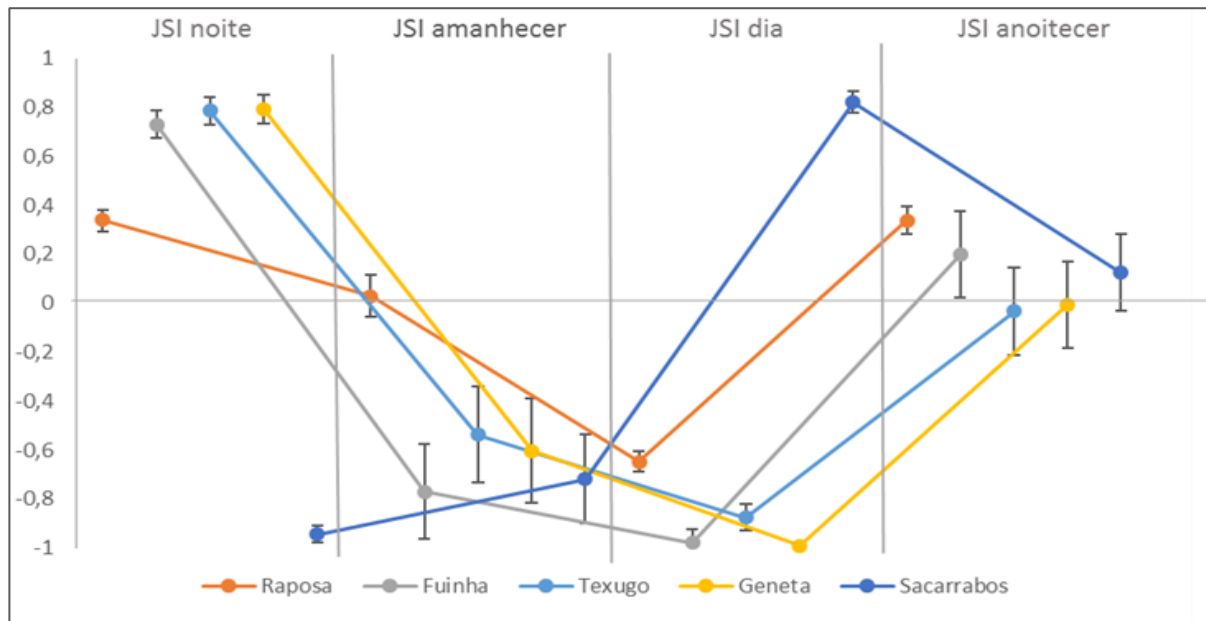


Figura 5.2 - Índice de seletividade de Jacobs (JSI) das cinco espécies detetadas para cada um dos períodos do ciclo diário (cada ponto representa o valor médio e respetivo desvio padrão).

### 5.3 Padrões de sobreposição temporal

A média do coeficiente de sobreposição  $\Delta 4$ , calculado para todas as combinações de pares interespecíficos foi de 0,55, o que revela uma comunidade com um grau de sobreposição temporal reduzido. Contudo, esta média está fortemente influenciada pelo padrão de atividade diurno do sacarrabos. As restantes espécies apresentam níveis de sobreposição muito mais elevados ( $\Delta 4 > 0.70$ ; Tabela 5.2).

Tabela 5.2- Coeficiente de sobreposição ( $\Delta 4$ ) para todos os pares interespecíficos da comunidade e os respetivos intervalos de confiança, com o resultado qualitativo de acordo com Monterroso et al. (2014).

Espécies	Sacarrabos	Texugo	Geneta	Fuinha	Raposa	Médias
Sacarrabos	———	0,12 (0,07-0,17)	0,11 (0,07-0,17)	0,13 (0,08-0,19)	0,28 (0,22-0,34)	0,16
Texugo	Reduzida	———	0,87 (0,78-0,94)	0,84 (0,73-0,93)	0,76 (0,69-0,83)	0,82
Geneta	Reduzida	Elevada	———	0,86 (0,77-0,93)	0,77 (0,71-0,84)	0,82
Fuinha	Reduzida	Elevada	Elevada	———	0,76 (0,67-0,83)	———
Raposa	Reduzida	Reduzida	Moderada	Reduzida	———	———

O sacarrabos é, portanto, a espécie cujo padrão de segregação temporal mais sobressai, como seria de esperar, destacando-se das restantes com níveis de sobreposição muito reduzidos (média  $\Delta 4 = 0,16$ . DP=0,08; Tabela 5.2). As restantes espécies de mesocarnívoros, como referido, demonstram um padrão de atividade maioritariamente noturno e, por isso, possuem valores de sobreposição que variam entre 0,76 e 0,87 (Tabela 5.2). Porém, os pares de espécies onde a raposa está incluída possuem um valor de sobreposição ligeiramente mais reduzido do que as restantes, devido ao padrão de atividade deste canídeo também englobar o período crepuscular. É também a única espécie em que o valor de sobreposição com o sacarrabos é superior ( $\Delta 4 = 0,28$ ; Tabela 5.2). As três espécies com padrões de atividade estritamente noturnos (geneta, fuinha e texugo) possuem um grau de sobreposição médio de 0,86 (DP=0,02), com um padrão de atividade muito idêntico, sendo o nível de sobreposição mais elevado entre elas registado entre a geneta e a texugo ( $\Delta 4 = 0,87$ ; Tabela 5.2).



#### 5.4 Padrões de sobreposição temporal por habitat

Podemos observar na Tabela 5.3 que os picos de atividade relativos à raposa vão-se alterando progressivamente para o período do amanhecer e anoitecer à medida que a quantidade de subcoberto aumenta, apresentando sempre um padrão de atividade bimodal. Esta possui uma proporção de registos maior no habitat com pouco subcoberto (Tabela 5.4). Apesar de muito mais baixos em relação a este, os habitats com subcoberto denso e muito denso também apresentam valores consideráveis de presença desta espécie (Tabela 5.4). Por fim, este canídeo apresenta a maior proporção de registos de entre as espécies em todos os habitats considerados (Tabela 5.4).

O texugo, por sua vez, apresenta, também, um padrão de atividade bimodal, com dois picos de atividade durante o período da noite em qualquer das categorias de uso do solo consideradas (Tabela 5.3). No habitat de montado sem subcoberto o padrão de atividade apresenta dois picos perto do anoitecer e amanhecer (respetivamente às 18h e as 6h), sendo que os restantes se afastam mais destes períodos. Contudo estes não variam muito com a alteração do habitat. Este mesocarnívoro apresenta uma maior proporção de registos nos habitats de montado sem subcoberto e com pouco subcoberto. Apesar de mais reduzido o montado com subcoberto muito denso também possui uma proporção elevada de deteções.

Na generalidade, a geneta e a fuinha apresentam uma atividade bimodal, que vai sendo ajustada consoante o habitat (Tabela 5.3). No habitat de montado sem subcoberto os padrões de atividade noturna das duas espécies são inversos. No caso da fuinha, a sua atividade está centrada na 2ª parte da noite (00h às 5h), enquanto que a geneta apresenta uma atividade centrada na 1ª parte da noite, possuindo um pico de atividade bem marcado por volta das 19h (Tabela 5.3). No habitat de montado com subcoberto denso e com subcoberto muito denso as duas espécies apresentam padrões de atividade ligeiramente desfasados. No primeiro a geneta apresenta um primeiro pico de atividade por volta das 19h enquanto a fuinha apresenta um por volta das 18h, voltando a geneta à atividade depois da meia-noite, contudo estes picos têm que ser interpretados com cuidado devido ao reduzido número de registos. No segundo, apresentam igualmente um padrão de atividade bimodal, sendo que a geneta apresenta um primeiro pico de atividade por volta das 19h e um segundo entre a 00h e as 6h. Por sua vez, a fuinha apresenta um primeiro pico por volta das 18h e um segundo por volta das 4h. A fuinha apresenta uma proporção de registos muito semelhante nos 4 habitats considerados, contudo se verifique uma ligeira descida no habitat de montado com pouco subcoberto (Tabela 5.4). O mesmo é registado para a geneta, sendo o habitat de montado com subcoberto denso a apresentar uma ligeira descida na proporção de registos.

O sacarrabos, sendo a única espécie diurna, não interage com nenhuma das espécies presentes na comunidade, com exceção de alguns encontros pontuais que possam ocorrer com a raposa, dado que esta apresenta uma maior flexibilidade na sua atividade. O seu padrão de atividade é unimodal, tendo sempre um pico de atividade aproximadamente entre as 10h e as 17h (Tabela 5.3). Os seus registos são semelhantes em habitats de montado, destacando-se, contudo, o montado com pouco subcoberto com maior proporção de registos.

Tabela 5.3- Estimativas da densidade de kernel que representam os padrões de atividade das espécies presentes na Serra de Grândola. Cada um dos gráficos representa o padrão de atividade para cada um dos habitats predominantes (1- Montado sem subcoberto; 2- Montado com pouco subcoberto; 3- Montado com subcoberto denso; 4- Montado com subcoberto muito denso).

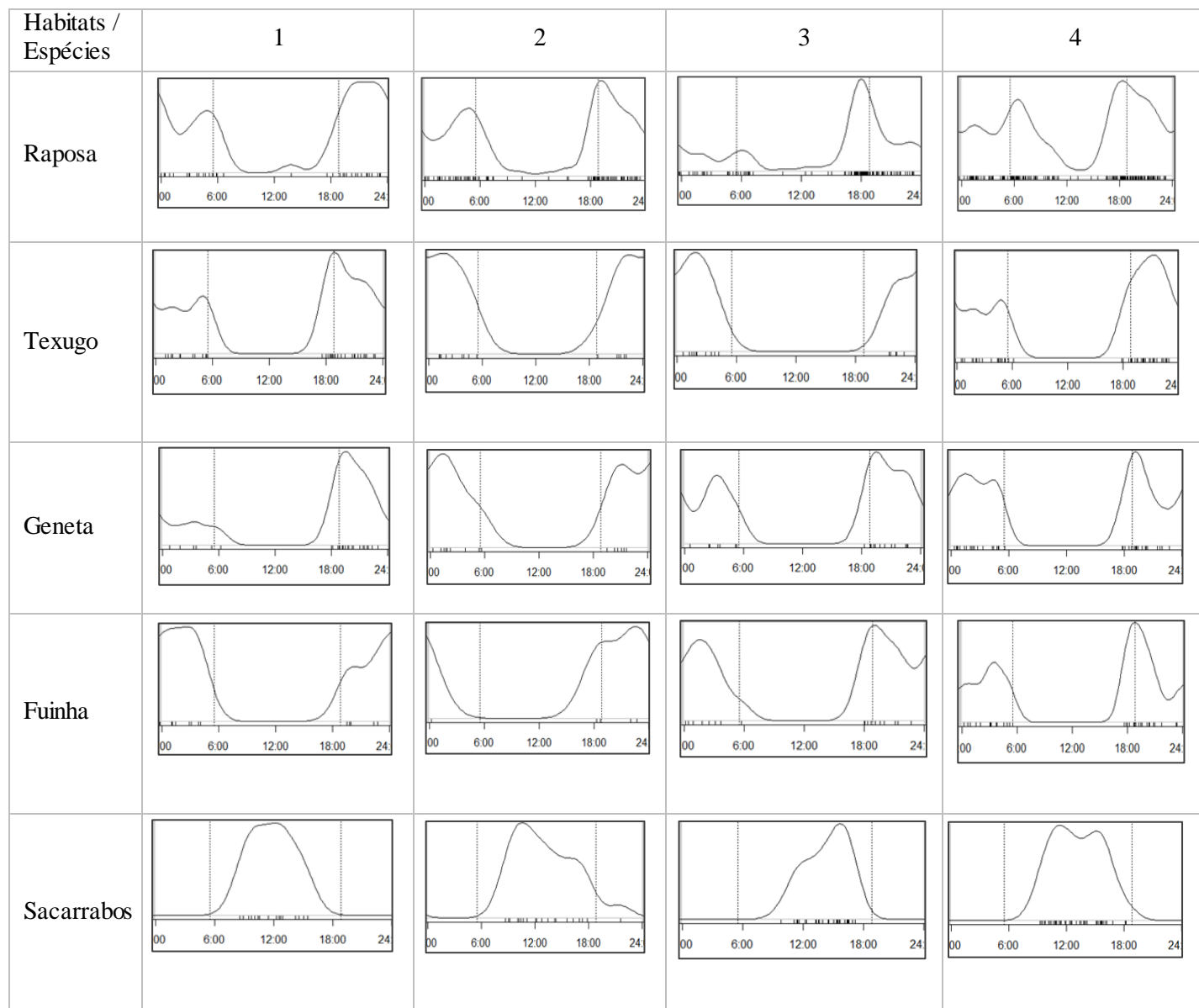


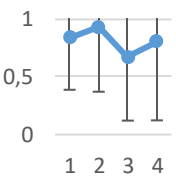
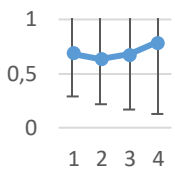
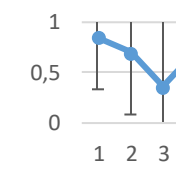
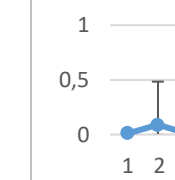
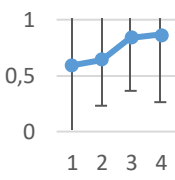
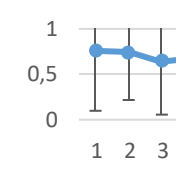
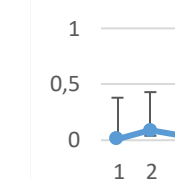
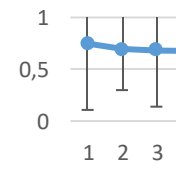
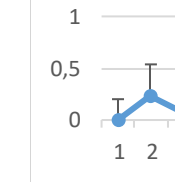
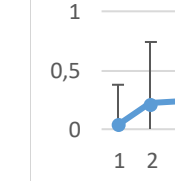
Tabela 5.4- Proporção de registos de mesocarnívoros (nº de observações/nº de camaras efetivas) por habitat.

Espécies	Raposa	Texugo	Sacarrabos	Fuinha	Geneta
Habitat					
Montado sem subcoberto	7,3	6,7	2,8	2,5	4,2
Montado com pouco subcoberto	37,0	5,7	6,7	1,7	5,0
Montado com subcoberto denso	14,1	2,0	3,8	2,5	2,6
Montado com subcoberto muito denso	17,4	4,4	3,8	3,1	4,9
Total	75,9	9,75	16,0	18,8	17,0

\* O habitat de pinhal foi retirado da análise pois apenas representava um ponto de amostragem.

As médias de sobreposição de atividade dos diferentes mesocarnívoros em cada habitat são muito semelhantes (Médias (desvio-padrão): montado sem subcoberto= 0,453 (0,365), montado com pouco subcoberto= 0,497 (0,307), montado com subcoberto denso= 0,423 (0,316) e montado com subcoberto muito denso= 0,499 (0,340)), e a média de sobreposição para os pares interespecíficos é reduzida (média= 0,496, DP=0,036). O único padrão que se destaca é o aumento progressivo da sobreposição com o aumento da densidade de subcoberto para o par fuinha-geneta (Tabela 5.5). Podemos também observar que os valores de sobreposição se mantêm semelhantes com a alteração do subcoberto para os pares: fuinha-texugo; fuinha-raposa; geneta-raposa. No que toca à sobreposição com o sacarrabos, todas as espécies, à exceção da raposa, demonstraram uma maior sobreposição com este mesocarnívoro no habitat de montado com pouco subcoberto. A raposa torna-se uma exceção a este padrão pois o seu nível de sobreposição com o sacarrabos é superior ao das outras espécies já que esta apresenta uma flexibilidade maior na sua atividade.

Tabela 5.5- Coeficiente de sobreposição ( $\Delta 4$ ) para todos os pares interespecíficos da comunidade nos quatro habitats dominantes da área de estudo (1- montado sem subcoberto; 2- montado com pouco subcoberto; 3- montado com subcoberto denso; 4- montado com subcoberto muito denso). O resultado qualitativo da sobreposição (elevado, mediano ou reduzido) é representado por cinzento escuro, cinzento claro e branco respetivamente.

Espécies	Texugo	Geneta	Fuinha	Raposa	Sacarrabos
Texugo					
Geneta	Elevado				
Fuinha	Moderado	Elevado			
Raposa	Moderado	Moderado	Moderado		
Sacarrabos	Reduzido	Reduzido	Reduzido	Reduzido	

## 5.5- Influência do ciclo lunar na comunidade de mesocarnívoros

A influência do ciclo lunar nos padrões de atividade destes mesocarnívoros é variável, sendo uns mais influenciados que outros. Contudo, verifica-se que as espécies estudadas não distribuem de forma homogênea a sua atividade pelas diferentes fases do ciclo (Figura 5.3), sugerindo que estas podem ser influenciadas pela variação de luminosidade. Porém, não é encontrado nenhum padrão em relação às horas em que estas espécies estão mais ativas, para os três períodos do ciclo lunar (Anexo 10.2).

A raposa e a geneta são as espécies que apresentam uma maior diferença na proporção de atividade entre os períodos de maior e menor luminosidade (lua cheia e quarto minguante e crescente vs. lua nova), contudo esta diferença apenas se demonstra significativa para a geneta (geneta:  $\chi^2=6,69$ ,  $p=0,03$ ; raposa:  $\chi^2=4,896$ ,  $p=0,08$ ). Apesar disso, a raposa é a espécie que apresenta uma atividade mais prolongada durante o período de menor luminosidade (Anexo 10.2).

As restantes duas espécies não demonstram uma grande variação na proporção de atividade, sendo que esta diferença, tal como para a raposa, também não se demonstrou significativa (Texugo:  $\chi^2=1,814$ ,  $p=0,4$ ; Fuinha:  $\chi^2=0,302$ ,  $p=0,860$ ), contudo a fuinha é, das duas, a espécie que apresenta uma menor diferença na proporção de atividade entre todos os períodos.

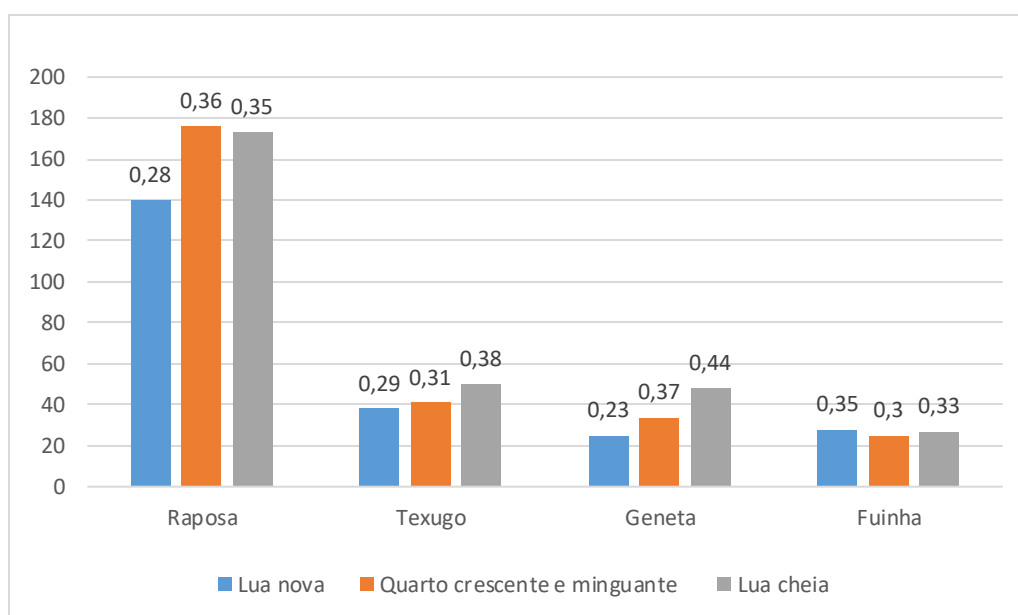


Figura 5.3- Proporção de registos de mesocarnívoros em cada fase do ciclo lunar (nº de registos em cada período/nº total de registos)

## 6. Discussão

A análise dos padrões de atividade da comunidade de mesocarnívoros presentes na Serra de Grândola permitiu a identificação de padrões comportamentais de segregação entre as espécies que a constituem, comprovando a nossa hipótese de que o comportamento promove a diferenciação no nicho e consequentemente a coexistência das diferentes espécies de mesocarnívoros. Estes resultados são corroborados por outros estudos realizados na região mediterrânica, nomeadamente Monterroso (2013) e Santos (2014), que sugerem que a segregação temporal desempenha um papel importante na facilitação da coexistência entre estes mesocarnívoros. Por outro lado, as estruturas da vegetação que caracterizam cada habitat mostraram ter alguma influência nos padrões de atividade das espécies, contudo, não se verifica um padrão claro, sendo que a hipótese de maior atividade em habitats com maior densidade de vegetação não foi corroborada para todas as espécies, indicando respostas diferenciais para cada espécie. Finalmente, como previsto, verificou-se que a proporção de atividade das espécies noturnas era mais elevada em períodos de maior luminosidade. A literatura é ainda um pouco escassa para comunidade de mesocarnívoros mediterrânica (p. ex., Penteriani et al. 2013), contudo, existem já inúmeros estudos que comprovam a influência das fases da lua nas mais variadas espécies (p. ex., Wolfe & Tan Summerlin 1989; Horning & Trillmich 1999; Lang et al. 2005; Gunn et al. 2013; Pratas-Santiago et al. 2016).

### 6.1- Padrões de atividade

Quase todas as espécies revelaram selecionar o período da noite para estarem ativas, podendo esta seleção ser menos (raposa) ou mais (fuiha, geneta e texugo) intensa. A única exceção é o sacarrabos que seleciona de forma significativa o período do dia.

Com base nas preferências observadas podemos distinguir 3 grupos de espécies baseando-nos nos aspetos comportamentais das mesmas: estritamente noturnas, noturnas facultativas e diurnas (Monterroso 2013). O primeiro grupo inclui espécies que exibem uma seleção marcada pelo período da noite ( $JSI_{noite} > 0,70$ ), podendo existir uma ligeira atividade ao anoitecer, mas evitando claramente o dia. Neste grupo inserem-se três espécies: a geneta, o texugo e a fuiha, sendo que a última apresenta uma seleção positiva para o período do anoitecer. Esta atividade da fuiha ao anoitecer já tinha sido reportada por Posillico et al. (1995) numa zona rural em Itália, onde o seguimento por telemetria de três fuinhas demonstrou também uma atividade diurna significativa associada à reprodução. Quanto ao texugo a sua atividade maioritariamente noturna foi também já reportada (Kowalczyk et al. 2003; Rosalino et al. 2005a; Monterroso et al. 2014). Contudo, alguns estudos demonstram que esta não é exclusiva deste período, podendo, inclusive, registar-se atividade pontual no período do dia (Rodríguez et al. 1996), facto frequente relacionado com perturbações humanas (Rosalino et al. 2005a). Por fim, a atividade noturna da geneta foi também já reportada noutros estudos (Palomares & Delibes 1994; Camps 2008; Monterroso et al. 2014).

O segundo grupo inclui espécies noturnas que apresentam também atividade durante outros períodos do ciclo circadiano ( $0,3 > JSI > 0,7$ ). É o caso da raposa, cuja atividade se centra nos períodos da noite e do anoitecer. Embora exiba uma seleção negativa pelo período do dia, esta não o exclui totalmente pois foi fotografada ocasionalmente durante o mesmo. Este padrão de atividade crepuscular e noturno, com ocorrências diárias pontuais foi também já reportado em estudos anteriores na Península Ibérica (Servin et al. 1991; Monterroso 2013), o que sugere que esta espécie apresenta uma plasticidade ecológica suficientemente elevada para que os seus padrões de atividade incluam vários períodos do ciclo circadiano, podendo apresentar uma atividade significativa tanto de noite como de dia.

O terceiro grupo inclui o sacarrabos, a única espécie diurna presente na área de estudo. Tal como para a raposa, a variação na atividade permite-lhe estar ativo tanto ao anoitecer como de dia e pode conferir-lhe vantagens ecológicas em relação a outros predadores. Esta atividade maioritariamente diurna do sacarrabos foi já descrita em dois estudos realizados na Península Ibérica (Palomares & Delibes 1992; Monterroso et al. 2014). Contudo, este mesocarnívoro apresenta uma grande flexibilidade comportamental, comprovada por vários estudos onde este é designado uma espécie crepuscular (Israel) (Bem-Yaacov & Yom-Tov 1983) e tanto noturna como diurna (África) (Smithers 1971).

Tendo em conta os resultados relativos aos padrões globais de sobreposição temporal ao nível desta comunidade observámos que existe um grau de sobreposição reduzido. Foi detetada uma segregação temporal em 7 das 10 comparações emparelhadas entre as espécies estudadas, sugerindo que esta exerce um papel importante na coexistência dos mesocarnívoros nesta área de montado e na minimização da competição entre estes. Contudo, os resultados têm que ser cuidadosamente interpretados pois a segregação apenas é significativa entre o sacarrabos e as restantes espécies. Nas espécies noturnas apenas podemos observar uma segregação ligeiramente maior entre as espécies estritamente noturnas (i.e. geneta, fuinha e texugo) e a raposa. Provavelmente, a flexibilidade comportamental deste cánido (noturna facultativa) permite-lhe realizar pequenos ajustes na sua atividade de forma a reduzir a competição e a probabilidade de encontros agonísticos com outras espécies que partilhem o mesmo nicho espacial (Monterroso et al. 2014). Contudo, apesar da elevada sobreposição entre as restantes espécies noturnas, podem observar-se picos de atividade ligeiramente assíncronos indicando que estas usam o ciclo diário de forma sequencial. Mais uma vez, este resultado indica poder existir uma adaptação comportamental de forma a minimizar a frequência de encontros com potenciais competidores, facilitando assim a respetiva coexistência. O sacarrabos, sendo a única espécie diurna desta comunidade não possui competidores diretos, embora partilhe com a fuinha e a raposa alguma seleção pelo período do anoitecer, podendo, neste período confrontar as referidas espécies. Contudo, o período em que o sacarrabos está mais ativo (i.e., dia) não coincide com os períodos do ciclo diário em que a fuinha e a raposa estão igualmente ativas, o que reduz a probabilidade de encontros diretos e possíveis confrontos. Como sugerido por Monterroso et al. (2014), apesar dos constrangimentos associados à regulação endógena na atividade diária, estas espécies podem adaptar as suas estratégias localmente em resposta a variações ambientais e à composição específica das comunidades de forma a maximizar a procura de alimento e reduzir a probabilidade de encontros agonísticos.

De acordo com a teoria da similaridade limitada de MacArthur e Levins (1967) seria de esperar que as espécies simpátricas segregassem através da dimensão temporal como uma resposta comportamental que favorece a coexistência de uma comunidade de mesocarnívoros diversa, especialmente quando estas estão sobrepostas noutras dimensões do nicho. Exemplos desta sobreposição são a geneta e a fuinha que partilham o nicho trófico e espacial (Santos-Reis et al. 2005b; Santos & Santos-reis 2010) e o texugo e a raposa, que apesar de não serem tão semelhantes, podem partilhar os mesmos recursos tróficos e espaciais (Ciampalini & Lovari 1990). Estes resultados sugerem que a competição no seio da comunidade da Serra de Grândola pode ser minimizada pela segregação na dimensão temporal, corroborando a referida teoria e as predições iniciais do trabalho.

## 6.2- Segregação temporal por habitat

A alteração progressiva do pico de atividade da raposa para o período do anoitecer e amanhecer à medida que o subcoberto aumenta permite aos indivíduos explorar períodos onde a presença do homem ainda/já se pode fazer sentir, mantendo-se protegidos por habitats com maior densidade de vegetação. Tal é também suportado pela proporção de registos da espécie que é muito maior em zonas com subcoberto (Montado com pouco subcoberto, subcoberto denso e subcoberto muito denso) em contraste com zonas sem subcoberto (Montado sem subcoberto). Esta hipótese é corroborada por um estudo realizado numa zona rural em Itália, com recurso a telemetria, em que os autores obtiveram resultados que indicam que os indivíduos durante o período do dia se moviam exclusivamente em áreas com uma grande densidade de subcoberto, enquanto que habitats sem subcoberto eram maioritariamente usados durante a noite, como resultado da intolerância relativa à população humana local (Lucherini et al. 1995).

Este padrão de atividade pode também ser influenciado, para além da densidade arbustiva, pela presença marcada do texugo no período da noite. Estas espécies, como já foi mencionado, podem partilhar os mesmos recursos tróficos e espaciais, possuindo também dimensões corporais semelhantes e por isso podem evitar-se espacialmente (Ciampalini & Lovari 1990; Fedriani et al. 1999). No entanto, a raposa possui uma maior plasticidade ecológica e pode desfazar ligeiramente o seu padrão de atividade de forma a evitar o confronto direto.

Os padrões de atividade relativos ao texugo não variam significativamente com a variação na densidade de subcoberto, sugerindo que a sua atividade não é muito alterada em função dessa variável. Contudo, a aproximação dos picos de atividade do anoitecer e amanhecer no habitat de montado sem subcoberto pode dever-se ao facto deste mesocarnívoro se deslocar nestes períodos para as zonas de alimentação, e destas para as tocas, respetivamente. Devido à sua fisionomia (Loureiro et al. 2012) é-lhe mais fácil e rápido deslocar-se em habitats com pouca densidade de vegetação. A elevada movimentação desta espécie na área deve-se à pequena dimensão e elevada dispersão de algumas das zonas essenciais de alimentação (i.e., olivais e hortas) (Rosalino et al. 2005b). Apesar da sua preferência por habitats com maior densidade arbustiva (Rosalino 2004), o facto de ser uma espécie que se alimenta de recursos que estão disponíveis ao nível do solo (p. ex. frutos, como a bolota, e escaravelhos; Rosalino et al., 2005b) ou para os quais é necessário escavar para os consumir (Gao & Sun 2005), faz com que a sua presença em áreas com pouco ou nenhum subcoberto seja marcada, pois nestes ambientes é mais fácil detetar esses recursos. Este padrão é comprovado pelos nossos registos. A sua presença nestas zonas poderá ser também influenciada pela existência de fragmentos de olival, pequenas zonas de subcoberto denso, vegetação ripícola e esteval, que são também uma importante fonte de alimento para esta espécie (Santos 2003; Rosalino 2004; Rosalino et al. 2004). Particularmente, a importância das azeitonas para a alimentação desta espécie, nesta região, foi já reportada por alguns estudos: Rosalino et al. (2005a) obtiveram resultados que sugerem que a dieta deste carnívoro é governada por a disponibilidade de azeitonas, sendo suplementada por artrópodes, especialmente importantes quando os frutos se tornavam escassos. Em épocas do ano em que este recurso estava disponível era o preferido, mesmo quando não era o mais abundante; Loureiro et al. (2009), reportaram que esta preferência era especialmente notada no Inverno, período em que escolhiam alimentar-se de azeitonas em detrimento das, também disponíveis, bolotas. Esta preferência está relacionada com a necessidade de ingestão de recursos altamente calóricos, como as azeitonas, pois este permite a acumulação de gordura e manutenção da temperatura corporal.

A geneta e a fuinha apresentam picos de atividade muito semelhantes para dois dos habitats analisados (montado com subcoberto denso e muito denso), contudo sem nunca existir uma sobreposição completa. A assincronia dos seus picos de atividade dentro do mesmo período do ciclo diário sugere que estas alteram o seu comportamento, mesmo que ligeiramente, de forma a coexistirem, evitando encontros diretos, o que demonstra a sua plasticidade comportamental face à competição.

As preferências de habitat similares destas duas espécies foram também já apontadas em vários estudos (Santos-Reis et al. 2005; Santos & Santos-Reis 2010). Inclusive, Lourenço (1999) demonstrou num estudo realizado com colares radiotransmissores em três fuinhas e cinco genetas, realizado na área de estudo, a grande sobreposição entre os indivíduos desta espécie, indicando uma tolerância interespecífica. A sobreposição entre as duas não é tão acentuada nas áreas de máxima atividade que são mutuamente exclusivas, contribuindo assim para a reduzida competição.

Adicionalmente, Santos & Santos-Reis (2010) demonstraram que estas espécies utilizavam, por vezes, o mesmo abrigo, não existindo especificidade relacionada com os refúgios. Contudo, a existência de inúmeros refúgios na área de estudo (p. ex., grandes sobreiros ocos; Santos-Reis et al. 2005) faz com que tal não seja um fator limitante na sua distribuição, atenuando a competição e promovendo a sua simpatria (Pereira 1999). Esta assincronia é também comprovada pelos padrões de atividade obtidos para o habitat de montado sem subcoberto. Esta diferença pode dever-se ao facto de nestes ambientes não existir proteção suficiente (p. ex., vegetação), o que faz com que a probabilidade de encontros diretos seja maior e, por isso, a separação temporal entre as duas seja mais acentuada.

A proporção de registos obtidos para o sacarrabos sugerem que a sua atividade é influenciada pela existência de subcoberto, preferindo zonas com pouca densidade de vegetação. Apesar da sua preferência por habitats com elevada densidade de vegetação (Loureiro et al. 2012), esta proporção mais elevada no número de registos no montado com pouco subcoberto pode ser devido ao facto de esta espécie poder caçar em zonas de orla onde conseguirá identificar mais facilmente as suas presas.

As sobreposições no padrão de atividade diária relativas aos pares interespecíficos para os quatro habitats dominantes não revelaram nenhum padrão distinto de aumento ou redução da sobreposição com a variação do subcoberto, sugerindo que a alteração do habitat não influencia a segregação temporal das espécies. Existe, contudo, uma situação, envolvendo o par geneta-fuinha, em que o grau de sobreposição aumenta com o aumento do subcoberto. Estas espécies são ecológica e morfologicamente semelhantes, partilhando assim seu nicho ecológico como já foi mencionado anteriormente (Santos-Reis et al. 2005; Santos & Santos-Reis 2010). Esta coexistência torna-se mais fácil com o aumento da vegetação pois esta aumenta a disponibilidade de recursos (p. ex., zonas de abrigo e alimento), diminuindo assim a competição entre as duas espécies.

Seria de esperar também, uma maior sobreposição com o aumento do subcoberto para o par raposa-texugo. Contudo as condições estruturais da paisagem específicas da área de estudo não favorecem essa interação e nenhum padrão geral foi obtido para este par de espécies. A existência de substrato adequado para a construção de tocas, o recurso mais importante para o texugo, é limitado e altamente localizado, estando pouco disponível nesta área (Rosalino et al. 2005b). Como tal, as áreas vitais são limitadas pela disposição das suas tocas e consequentemente a sua densidade é reduzida. Por sua vez a raposa é uma espécie que atualmente é comum e com uma distribuição generalizada (foi detetada em 28 das 30 câmaras). Por estas duas razões tal sobreposição entre a raposa e o texugo não é tão acentuada.



### 6.3- Influência do ciclo lunar

A maior diferença na proporção de atividade apresentada pela geneta e raposa entre os períodos de maior luminosidade e o de menor luminosidade pode ser justificada pelo facto destes predadores serem mais eficientes em noites mais luminosas, apesar de não serem orientados unicamente pela visão (Pratas-Santiago et al. 2016).

A raposa possui, contudo, uma atividade mais prolongada nos períodos de lua nova (Anexo 10.1). Estes resultados podem dever-se à alteração da atividade das suas presas preferenciais, como por exemplo os pequenos mamíferos. Estes diminuem a sua atividade em períodos de maior luminosidade, de forma a diminuir o risco de predação (p. ex., Wolfe & Tan Summerlin 1989; Orrock et al. 2004; Wrobel & Bogdziewicz 2015). Assim, apesar da maior proporção de atividade se verificar em noites mais luminosas, estes predadores podem ter de prolongar a sua atividade nos períodos de menor luminosidade, de forma a sincronizarem a sua atividade com a das suas presas e otimizarem a predação. Este padrão de atividade da raposa foi também registado por Penteriani et al. (2013). Estes autores realizaram um estudo com recurso a telemetria em Espanha de forma a avaliar as respostas de um predador de topo (lince-Ibérico, *Lynx pardinus*), de um meso-predador (raposa) e da presa mais comum de ambos (coelho-bravo) às fases da lua. Os seus resultados demonstram que o coelho-bravo está mais ativo e percorre maiores distâncias durante noites mais escuras (i.e., lua nova) de forma a diminuir a probabilidade de predação. A raposa estava também mais ativa durante este período tendo sido sugerido que este padrão derivava de fatores interactivos: i) sobreposição com o período em que existe uma maior movimentação da sua presa, aumentando assim a probabilidade de encontros e predação; e ii) desfaseamento com o período em que o seu predador “*intra-guild*”, o lince, apresenta uma menor movimentação.

O texugo apresenta uma ligeira diferença na proporção de atividade com o aumento da luminosidade, contudo este é muito dependente do olfato na procura de alimento e a sua visão é menos apurada quando comparada com as restantes espécies presentes na área (Loureiro et al. 2012). Assim, este mesocarnívoro pode não ser muito influenciado pela variação de luminosidade noturna.

Quanto à fuinha a sua proporção de atividade parece ser independente da fase lunar, apesar de ser descrita como generalista no que toca ao seu nicho espacial (Loureiro et al. 2012; Santos & Santos-Reis 2010), esta espécie pode movimentar-se mais em habitats fechados (Virgós & Casanovas 1998), onde as variações de luminosidade noturna são menos importantes para um predador. A geneta, embora prefira também estes habitats mais densos, parece possuir uma maior tolerância a variações de habitat (Loureiro et al. 2012; Virgós & Casanovas 1997) e, por isso estar presente em locais mais abertos onde a luminosidade lunar influencia a sua atividade. Estas hipóteses podem ser comprovadas pela proporção de registos nos diferentes habitats obtidos neste estudo, sendo que a fuinha apresenta a maior proporção no habitat de montado com subcoberto muito denso e a menor no habitat de montado com subcoberto pouco denso. Por outro lado, a geneta possui a proporção de registos mais elevada no habitat de montado com subcoberto pouco denso, contudo, os seus registos são também elevados para o habitat de montado com subcoberto muito denso (Tabela 5.4).

#### 6. 4- Influência de diferentes estratégias de gestão: Comparação com a Companhia das Lezírias

As atividades antrópicas têm causado, ao longo do tempo, modificações profundas nos ecossistemas e consequentemente nos padrões de atividade das mais variadas espécies (p. ex., Kolowski et al. 2007; Bino et al. 2010; Gonçalves et al. 2012; Pirotta et al. 2015; Poudel et al. 2015; Donati et al. 2016). Algumas destas modificações estão relacionadas com a expansão da atividade humana, devido ao aumento exponencial das suas populações, e outras com a diminuição desta, devido ao abandono das áreas rurais. Os impactos destas modificações são complexos e influenciam o uso do tempo pelas diferentes espécies presentes nestes ecossistemas. As espécies irão, dentro do possível permitido pela sua fisiologia, modificar estes padrões de atividade de acordo com a intensidade desta perturbação de forma a garantir que maximizam a procura de presas enquanto salvaguardam a sua sobrevivência, estando ativas no período em que se verifica uma menor pressão antrópica (Posillico et al. 1995; Ohashi et al. 2012; Díaz-Ruiz et al. 2015). As práticas agrícolas representam uma importante fonte de ameaça para as comunidades devido à perda de habitat e fragmentação (Pita et al. 2009; Carvalho et al. 2011). Contudo, o mosaico criado por estas pode trazer benefícios a diferentes espécies (Gonçalves et al. 2012), sendo que o aumento da heterogeneidade está diretamente relacionado com o aumento da diversidade de mamíferos (Mangas & Lozano 2008; Rosalino et al. 2009; Gonçalves et al. 2012; Santos 2014; etc.). Comparando os padrões de seleção detetados na serra de Grândola com os descritos para outras áreas de montado de sobro, como seja na Companhia das Lezírias (38°50'15''N; 8°49'7''W), num estudo realizado com metodologia idêntica ao presente (Santos 2014), verificou-se as alterações causadas por a influência humana. A Companhia das Lezírias é a maior exploração agropecuária e florestal existente em Portugal (cobrindo 18,000 ha). A influência antropogénica neste local é, portanto, extremamente marcada, estando relacionada com as práticas agro-silvo-pastorais. A paisagem é dominada por uma matriz de montado de sobro (6,700 ha), podendo ser intersetado por fragmentos de pinhal (*Pinus pinaster*) (1,100 ha), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (150 ha) e subcoberto. Este último é mantido, em algumas zonas, a níveis muito baixos devido à intensa pressão de gado ou atividades diretas de limpeza para cultivo, enquanto que noutras é preservado em densidades intermédias ou ainda elevadas (zonas de exclusão de gado). A restante área é utilizada para práticas agrícolas, como sejam, olivais, campos de arroz e zonas de produção de forragem, sendo a maioria da área florestada usada para criação de gado (3000 cabeças de gado).

Assim, verificamos que a maior diferença na seleção em relação às fases do ciclo circadiano é registada para o texugo. O padrão de seleção desta espécie, positiva para o período da noite e negativa para o período do dia, é muito mais marcada na Companhia das Lezírias do que na serra de Grândola. A maior diferença é registada nos períodos do amanhecer e anoitecer (Companhia das Lezírias-  $JSI_{anoitecer} = -0,63$ ;  $JSI_{amanhecer} = -0,91$  (Anexo 10.3); serra de Grândola-  $JSI_{anoitecer} = -0,03$ ;  $JSI_{amanhecer} = -0,54$  (Figura 5.2)). Estes dados estão em consonância com a literatura pois esta espécie é reportada como sensível a perturbação humana, sendo afetado pelo aumento da densidade de estradas e habitações que resultam de uma crescente demanda populacional (Skinner et al. 1991; van der Zee et al. 1992; Santos 2003; Hipólito et al. 2016). Contrariamente, a geneta é a espécie que apresenta uma seleção mais semelhante entre as duas áreas, sendo a diferença mais notória no período do anoitecer. Na serra de Grândola a preferência por este período é ligeiramente negativa ( $JSI_{anoitecer} = -0,01$ ; Figura 5.2) enquanto na Companhia das Lezírias é positiva ( $JSI_{anoitecer} = 0,224$ ; Anexo 10.3). O efeito da pressão humana neste carnívoro não é claro na literatura. Alguns estudos sugerem que esta espécie se abriga em habitações abandonadas, encontrando-se na periferia dos núcleos populacionais (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995) e que a presença de gado favorece o aparecimento desta espécie devido a um aumento da disponibilidade de alimento (p. ex., artrópodes) (Galantinho & Mira 2009), enquanto outros mencionam, incluindo para a área de estudo, que este predador evita zonas de maior perturbação humana, podendo também sofrer

perseguição direta (Loureiro et al. 2012; Galantinho & Mira 2009). Contudo, segundo os resultados agora apresentados esta parece não ser muito influenciada por a variação na pressão humana.

A preferência da raposa pelo período da noite é mais elevada na Companhia das Lezírias, sendo também de notar a seleção mais negativa pelo período do dia. Este padrão poderá resultar, tal como para o texugo, da pressão humana direta e também indireta registada neste local, já que este canídeo é uma espécie de caça, frequentemente alvo de atividade cinegética. Contudo, estas diferenças não são tão significativas como para o texugo. A raposa é uma espécie generalista que possui uma capacidade de adaptação grande (Macdonald & Barrett 1993; Díaz-Ruiz et al. 2013) e que consegue, por vezes, beneficiar da expansão antrópica aproveitando os recursos que são disponibilizados (Gloor 2002; Scott et al. 2014), e como tal consegue subsistir tanto num local como noutro, havendo até estudos que sugerem que as suas populações são mais densas perto de zonas urbanas ou com influência humana (Bateman & Fleming 2012).

Por outro lado, o sacarrabos apresenta um padrão de seleção mais marcado na serra de Grândola, onde a sua seleção pelo período do dia é mais elevada, sendo o período da noite e do amanhecer selecionados mais negativamente. Dado que é uma espécie cinegética, tal como a raposa, estas alterações comportamentais permitem-lhe evitar assim períodos do ciclo diário em que a pressão humana é maior, como acontece na Companhia das Lezírias. O facto de consumirem presas de elevado valor económico para o homem (p. ex., coelho-bravo e perdiz) aumenta o conflito entre este carnívoro e as populações humanas, sendo por isso alvo de perseguição, o que leva a que o sacarrabos tente evitar zonas de maior distúrbio (Recio & Virgós 2010).

Uma vez que a fuinha não foi detetada na Companhia das Lezírias não é possível comparar os padrões de atividade para esta espécie nas duas áreas de montado.

Esta comparação dos padrões de atividade e preferências nos períodos do ciclo diário permite-nos verificar que os diferentes tipos de gestão do solo podem influenciar os padrões de atividade das espécies. Um ambiente mais intervencionado pelo homem, como é observado na Companhia das Lezírias, obriga a que as espécies se adaptem ao mesmo e estejam ativas durante o período de menor intervenção humana, ou seja no período da noite. Por contraste, as espécies presentes na serra de Grândola sofrem uma pressão humana muito menos elevada, pois o montado está mais abandonado nesta região estando em curso um processo de renaturalização da paisagem. Este abandono do montado refere-se a terras onde o uso tradicional ou recente por a agricultura tenha parado, resultando de alterações socioeconómicas globais com as quais os níveis de produtividade deste habitat não conseguem competir, levando a um desenvolvimento do mesmo por extensificação, onde a densidade de subcoberto começa a dominar as zonas mais inacessíveis e a terra deixa de ser explorada (Pinto-Correia 1993). Assim os seus padrões de atividade podem ser mais flexíveis, dentro dos limites fixados pela plasticidade ecológica de cada espécie. Estas observações corroboram estudos já efetuados sobre a influência da intervenção do homem no habitat e nas comunidades de carnívoros. Díaz-Ruiz et al. (2015) demonstraram que a atividade diurna da raposa decrescia em períodos de caça; o mesmo padrão foi demonstrado para a geneta por Galantinho e Mira (2009), apesar de esta não ser uma espécie cinegética é muitas vezes capturada por as armadilhas não seletivas colocadas no terreno para a captura de outras espécies (raposa e sacarrabos). Bino et al. (2010), estudaram as respostas de 134 raposas, por telemetria, a reduções nos recursos derivados da exploração humana (i.e., resíduos agrícolas e carcaças provenientes da exploração aviária), em Israel. A redução destes recursos, anteriormente deixados ao ar livre, por distribuição de caixotes de lixo nas áreas populacionais analisadas (i.e., vilas localizadas perto de campos agrícolas e bosques mediterrâneos) resultava num decréscimo na taxa de sobrevivência e alterações no tamanho das áreas vitais desta espécie (por vezes duplicando o seu tamanho), demonstrando a sua suscetibilidade face à humanização da paisagem. Sendo esta uma espécie muito adaptada a estas alterações da paisagem e à presença humana, alimentando-se por vezes perto de habitações e em fragmentos de habitat originados pelo homem (Loureiro et al. 2012), o recente abandono

das terras e de muitas das atividades agrícolas que moldaram a SG poderá afetar negativamente esta espécie.

## 7- Conclusão

Este estudo contribui para aumentar o conhecimento e compreensão sobre os padrões de organização da comunidade de mesocarnívoros presentes na serra de Grândola, ao permitir determinar os padrões de atividade diários e os níveis de segregação, através do eixo temporal do nicho ecológico das espécies presentes. Os resultados obtidos sugerem que estes carnívoros ajustam o seu comportamento, dentro da dimensão temporal, de forma a reduzirem a competição interespecífica, promovendo a coexistência.

O efeito das diferentes fases da lua na atividade das espécies noturnas parece estar relacionado com o seu nicho trófico, contudo seria necessário um estudo mais pormenorizado sobre este assunto de forma a avaliar a influência dos recursos tróficos nestes registos.

Pode concluir-se que estas espécies apresentam uma segregação temporal como estratégia para coexistirem e que a heterogeneidade do habitat favorece a sua presença, sendo necessária uma gestão cuidada dos terrenos para que a perturbação humana seja moderada, permitindo a coexistência entre espécies e as atividades humanas (Carvalho et al. 2011). Com o crescente abandono das terras na serra de Grândola, estes padrões de atividade poderão ser modificados e a heterogeneidade dos habitats poderá igualmente desaparecer por completo (i.e., renaturalização; Gomes 2015), alterando a dinâmica e estrutura da paisagem da região (p. ex. desaparecimento dos campos de cultivo, árvores de fruto, destruição mecânica do subcoberto para extração de cortiça) e consequentemente afetando negativamente algumas destas espécies.

A comparação entre áreas com diferentes opções de gestão permite-nos determinar que espécies são efetivamente mais afetadas pelas pressões induzidas pelo homem e também verificar que os planos de conservação e gestão devem ser aplicados à escala local, pois apesar das espécies presentes na comunidade serem as mesmas, as variáveis ambientais que as afetam não o são e como tal são necessárias diferentes estratégias para uma gestão eficiente.

Os padrões de atividade das espécies permitem avaliar o grau de segregação dos indivíduos ao longo do ciclo circadiano, sendo este um mecanismo de resposta às variações do meio é crucial conhecê-lo para a previsão de possíveis resultados provenientes de ações de gestão e conservação. Neste contexto, esperamos que os resultados agora apresentados possam ser utilizados pelos gestores destas áreas de forma a permitir conciliar a presença e as atividades humanas com os valores de biodiversidade e conservação, incluindo os predadores, que são cruciais na manutenção da estrutura e funcionamento destes ecossistemas.

## 8- Referências Bibliográficas

- Arjo WM, Pletscher DH. 1999. Behavioral responses of coyotes to wolf recolonization in northwestern Montana. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1919–1927.
- Barrientos R, Virgós E. 2006. Reduction of potential food interference in two sympatric carnivores by sequential use of shared resources. *Acta Oecologica* **30**:107–116.
- Bateman PW, Fleming PA. 2012. Big city life: Carnivores in urban environments. *Journal of Zoology* **287**:1–23.
- Beja P, Gordinho L, Reino L, Loureiro F, Santos-Reis M, Borralho R. 2009. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *Springer* **55**:227–238.
- Ben-Yaacov R, Yom-Tov Y. 1983. On the biology of the Egyptian mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Israel. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **48**: 34-45.
- Bino G, Dolev A, Yosha D, Guter A, King R, Saltz D, Kark S. 2010. Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. *Journal of Applied Ecology* **47**:1262–1271.
- Blanco-Garrido F, Prenda J, Narvaez M. 2008. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Springer* **10**:641–648.
- Broekhuis F, Cozzi G, Valeix M, McNutt JW, Macdonald DW. 2013. Risk avoidance in sympatric large carnivores: Reactive or predictive? *Journal of Animal Ecology* **82**:1098–1105.
- Campbell TA, Long DB. 2010. Activity patterns of wild boars (*Sus scrofa*) in Southern Texas. *Southwestern Naturalist* **55**:564–600.
- Camps D. 2008. Activity patterns of adult common genets *Genneta genetta* (Linnaeus, 1758) in northeastern Spain. *Galemys* **20**:47–60.
- Carvalho F, Galantino A, Mira A. 2011. Factors affecting small and middle-sized carnivore occurrence and abundance in Mediterranean agricultural landscapes: case studies in southern Portugal. Chapter 2 em Rosalino LM, Gheler-Costa C, editores. *Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes*. Nova Science Publishers, Inc..
- Carvalho JC, Gomes P. 2004. Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *Journal of Zoology* **263**:275–283.
- Ciampalini B, Lovari S. 1990. Food habits and trophic niche overlap of the badger and the red fox in a Mediterranean coastal area. *Revue d'Ecologie: Terre et la Vie* **45**:309–320.
- Correia AI, Santos-Reis M. 1999. Área de estudo. Páginas 5–8 em Santos-Reis M, Correia IA, editores. *Caracterização da flora e da fauna do montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo)*. Centro de Biologia Ambiental, Lisboa, Portugal.
- Chapman FM. 1927. Who treads our trails. *The National Geographic Magazine* **52**: 330-345.
- Daan S. 1981. Adaptive Daily Strategies. Páginas 275-298 em Daan S, editor. *Behaviour in Biological Rhythms*.
- Davis ML, Kelly MJ, Stauffer DF. 2011. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Animal Conservation* **14**:56–65.
- Decreto-Lei n.º 2/2011, D.R. n.º 4, Série I de 2011-01-06. 2011. *Diário da República*:6730–6809.

- Díaz-Ruiz F, Caro J, Delibes-Mateos M, Arroyo B, Ferreras P. 2015. Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology* **298**:128–138.
- Díaz-Ruiz F, Delibes-Mateos M, García-Moreno JL, María López-Martín J, Ferreira C, Ferreras P. 2013. Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: The red fox *Vulpes vulpes* in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* **43**:59–70.
- Donati G, Campera M, Balestri M, Serra V, Barresi M, Schwitzer C, Curtis DJ, Santini L. 2016. Ecological and Anthropogenic Correlates of Activity Patterns in Eulemur. *International Journal of Primatology* **37**:29–46.
- Du Preez BD, Loveridge AJ, Macdonald DW. 2014. To bait or not to bait: A comparison of camera-trapping methods for estimating leopard *Panthera pardus* density. *Biological Conservation* **176**:153–161.
- Elton CS. 1927. *Animal Ecology*. The Macmillan Company, New York.
- Estes J et al. 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science* (New York, N.Y.) **333**:301–306.
- Fedriani JM, Fuller TK, Sauvajot RM, York EC. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* **125**:258–270.
- Fedriani JM, Palomares F, Delibes M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* **121**:138–148.
- Foster V, Sarmiento P, Sollmann R, Tórres N, Jácomo A, Negrões N, Fonseca C, Silveira L. 2013. Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica* **45**:373–379.
- Freitas D, Gomes J, Luis TS, Madruga L, Marques C, Baptista G, Rosalino LM, Antunes P, Santos R, Santos-Reis M. 2007. Otters and fish farms in the Sado estuary: Ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia* **587**:51–62.
- Galantinho A, Mira A. 2009. The influence of human, livestock, and ecological features on the occurrence of genet (*Genetta genetta*): a case study on Mediterranean farmland. *Ecological Research* **24**:671–685.
- Gao X, Sun S. 2005. Effects of the small forest carnivores on the recruitment and survival of Liaodong oak (*Quercus wutaishanica*) seedlings. *Forest Ecology and Management* **206**:283–292.
- Gloor S. 2002. The rise of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and ecological and parasitological aspects of a fox population in the recently colonised city of Zürich. Dissertation. Universität Zürich.
- Gomes D. 2015. Estado actual da comunidade de mesocarnívoros no montado da Serra de Grândola: distribuição e abundância relativa. Tese de mestrado. Universidade de Lisboa.
- Gonçalves P, Alcobia S, Simões L, Santos-Reis M. 2012. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Springer* **85**:383–395.
- Hardin G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science* **131**:1292–1297.
- Hayward MW, Kerley GIH. 2005. Prey preferences of the lion (*Panthera leo*). *Journal of Zoology* **267**:309–322.
- Hutchinson GE. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22**:415–427.

- Ivlev V S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven.
- Jacobs J. 1974. Quantitative Measurement of Food Selection. *Oecologia* **417**:413–417.
- Kolowski JM, Katan D, Theis KR, Holekamp KE. 2007. Daily Patterns of Activity in the Spotted Hyena. *Journal of Mammalogy* **88**:1017–1028.
- Kowalczyk R, Jedrzejska B, Zalewski A. 2003. Annual and circadian activity patterns of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland) compared with other Palaearctic populations. *Journal of Biogeography* **30**:463–472.
- Kronfeld-Schor N, Dayan T. 2003. Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:153–181.
- Levin S. 1974. Dispersion and Population Interactions. *American Naturalist* **108**:207–228.
- Linkie M, Ridout MS. 2011. Assessing tiger – prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* **284**:224–229.
- Linnell JDC, Strand O. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Biodiversity Research* **6**:169–176.
- Lista Vermelha da União internacional para a conservação da natureza e recursos naturais – *IUCN Red List*, disponível em <http://www.iucnredlist.org/>.
- Lourenço S. 1999. Ecologia espacial de *Genetta genetta* e *Martes foina* na Serra de Grândola. Tese de Licenciatura. Universidade de Lisboa.
- Loureiro F, Bissonette J, Macdonald D, Santos-Reis M. 2009. Temporal Variation in the Availability of Mediterranean Food Resources: Do Badgers *Meles meles* Track Them? *BioOne* **15**:197–206.
- Loureiro F, Pedroso NM, Santos MJ, Rosalino LM. 2012. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. *CARNIVORA*. Lisboa.
- Loureiro F, Rosalino LM, Macdonald DW, Santos-Reis M. 2007. Path tortuosity of Eurasian badgers (*Meles meles*) in a heterogeneous Mediterranean landscape. *Ecological Research* **22**:837–844.
- Lourens S, Nel JAJ. 1990. Winter activity of bat-eared foxes, *Otocyon megalotis*, on the Cape West Coast. *South African Journal of Zoology* **25**:124–132.
- Lucherini M, Lovari S, Crema G. 1995. Habitat use and ranging behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean rural area: is shelter availability a key factor? *Journal of Zoology* **237**:577–591.
- MacArthur R, Levins R. 1967. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* **101**:377–385.
- Macdonald D, Barrett P. 1993. *Mammals of Britain & Europe*. Printing Express, Hong Kong.
- Mangas JG, Lozano J. 2008. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Springer* **17**:43–51.
- Manly BFJ. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. 2ª edição. Chapman and Hall. London, UK.
- Matos HM, Santos MJ, Palomares F, Santos-Reis M. 2009. Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation* **18**:373–386.
- Meredith M, Ridout M. 2016. Overview of the overlap package. R project:1–9.



- Miller B, Dugelby B, Foreman D, Martinez C, Noss R, Phillips M, Reading R, Soulé ME, Terborgh J, Willcox L. 2001. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered species update* **18**:202–210.
- Mills LS, Soulé ME, Doak DF. 1993. The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioSciences* **43**:219–224.
- Monterroso P. 2013. Ecological interactions and species coexistence in Iberian mesocarnivore communities. Tese de Doutoramento. Universidade do Porto.
- Monterroso P, Alves PC, Ferreras P. 2013. Catch me if you can: Diel activity patterns of mammalian prey and predators. *Ethology* **119**:1044–1056.
- Monterroso P, Alves PC, Ferreras P. 2014. Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: Implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **68**:1403–1417.
- Monterroso P, Rebelo P, Alves PC, Ferreras P. 2016. Niche partitioning at the edge of the range: a multidimensional analysis with sympatric martens. *Journal of Mammalogy Advance Access* xx:1–12.
- Moreira-Arce D, Vergara PM, Boutin S. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS ONE* **10**:1–19.
- Ohashi H et al. 2012. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research* **59**:167–177.
- Orrock JL, Danielson BJ, Brinkerhoff RJ. 2004. Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk. *Behavioral Ecology* **15**:433–437.
- Paine RT. 1969. A note on Trophic Complexity and Community Stability. *The American Naturalist* **103**:91–93.
- Palomares F, Caro TM. 1999. Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist* **153**:492–508.
- Palomares F, Delibes M. 1992. Circadian activity patterns of free-ranging large gray mongooses, *Herpestes ichneumon*. *Journal of mammalogy* **73**:173–177.
- Palomares F, Delibes M. 1994. Spacio-temporal ecology and behaviour of european genet in southwestern Spain. *Journal of Mammalogy* **75**:714–724.
- Palomares F, Ferreras P, Fedriani JM, Delibes M. 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* **33**:5–13.
- Park N, Jenks KE, Chanteap P, Cutter P, Cutter P, Lynam AJ, Howard J, Leimgruber P. 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai. *Tropical Conservation Science* **4**:113–131.
- Penteriani V, Kuparinen A, Delgado M, Palomares F, López-Bao J, Fedriani J, Calzada J, Moreno S, Villafuerte R, Campioni L, Lourenço R. 2013. Responses of a top and a meso predator and their prey to moon phases. *Oecologia* **173**:753–66.
- Pereira I. 1999. Comportamento de selecção de locais de repouso diurno em *Genetta genetta* e *Martes foina* na Serra de Grândola. Tese de Licenciatura. Universidade de Lisboa.
- Pereira P, Alves da Silva A, Alves J, Matos M, Fonseca C. 2012. Coexistence of carnivores in a heterogeneous landscape: Habitat selection and ecological niches. *Ecological Research* **27**:745–753.

- Pinto-Correia T. 1993. Land abandonment: Changes in the land use patterns around the Mediterranean basin. *Zaragoza: CIHEAM* **1**:97–112.
- Pirotta E, Merchant ND, Thompson PM, Barton TR, Lusseau D. 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation* **181**:82–89.
- Pita R, Mira A, Moreira F, Morgado R, Beja P. 2009. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **132**:57–65.
- Polis GA, Myers CA, Holt RD. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: Potencial competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology, Evolution and systematics* **20**:297–330.
- Posillico M, Serafini P, Lovari S. 1995. Activity patterns of the stone marten *Martes foina* Erxleben, 1777, in relation to some environmental factors. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **7**:79–97.
- Poudel BS, Spooner PG, Matthews A. 2015. Temporal shift in activity patterns of Himalayan marmots in relation to pastoralism. *Behavioral Ecology* **26**:1345–1351.
- Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, Brashares JS. 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience* **59**:779–791.
- QGIS Development Team. 2014. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, Óregon, Estados Unidos da América.
- Recio MR, Virgós E. 2010. Predictive niche modelling to identify potential areas of conflicts between human activities and expanding predator populations: A case study of game management and the grey mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Spain. *Wildlife Research* **37**:343–354.
- R Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria.
- Reis D, Calafate L. 2013. Os montados – Conciliação entre Homem e Natureza. *CAPTAR - ciência e ambiente para todos* **4**:13–26.
- Ridout MS, Linkie M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **14**:322–337.
- Ritchie EG, Elmhagen B, Glen AS, Letnic M, Ludwig G, McDonald RA. 2012. Ecosystem restoration with teeth: What role for predators? *Trends in Ecology and Evolution* **27**:265–271.
- Ritchie EG, Johnson CN. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* **12**:982–998.
- Rodríguez A, Martín R, Delibes M. 1996. Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriologica* **41**:59–72.
- Roemer GW, Gompper ME, Valkenburgh BVAN. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore **59**:165–173.
- Rosalino LM. 2004. Environmental determinants of badger (*Meles meles*) density and sociality in Mediterranean woodlands. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa.
- Rosalino LM, Macdonald DW, Santos-Reis M. 2004. Spatial structure and land-cover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology* **82**:1493–1502.
- Rosalino LM, Macdonald DW, Santos-Reis M. 2005a. Activity rhythms, movements and patterns of sett use by badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean woodland. *Mammalia* **9**:395–408.

- Rosalino LM, Macdonald DW, Santos-Reis M. 2005b. Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: Is food, water or geology the limiting factor? *Oikos* **110**:441–452.
- Rosalino LM, Rosa S, Santos-reis M. 2010. The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici* **47**:195–205.
- Rosalino LM, Rosário J do, Santos-Reis M. 2009. The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecologica* **35**:507–512.
- Ruiz-Olmo J, López-Martín JM. 1995. Geneta o gat mesquer (*Genetta genetta*). Páginas 118-123 em Ruiz-Olmo J, López-Martín JM, editores. Els grans mamífers de Catalunya i Andorra. Lynx Editions. Barcelona.
- Santos JGGPC. 2014. Niche partitioning in managed landscapes: Temporal and spatial segregation in a Mediterranean community of mesocarnivores. Dissertation. Uppsala Universitet.
- Santos MJ. 2003. Habitat selection by European badgers at multiple spacial scales: implications for the conservation of montado. Tese de Mestrado. Northern Arizona University.
- Santos MJ, Pinto BM, Santos-Reis M. 2007. Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecology* **7**:53–62.
- Santos MJ, Santos-Reis M. 2010. Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research* **56**:275–286.
- Santos-Reis M, Mathias M da luz. 1996. The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystix* **8**:75–89.
- Santos-Reis M, Santos MJ, Lourenço S, Marques JT, Pereira I, Pinto B. 2005. Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. Martens and Fishers (*Martes*) in Human-Altered Environments: An International Perspective:147–172
- Sarmiento, P, Cruz J, Eira C, Fonseca C. 2009. Habitat selection and abundance of common genets *Genetta genetta* using camera capture-mark-recapture data. *European Journal of Wildlife Research* **56**:59-66.
- Schoener T. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* **185**:27-39.
- Schuette P, Wagner AP, Wagner ME, Creel S. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* **158**:301–312.
- Scott DM, Berg MJ, Tolhurst BA, Chauvenet ALM, Smith GC, Neaves K, Lochhead J, Baker PJ. 2014. Changes in the distribution of red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban areas in Great Britain: Findings and limitations of a media-driven nationwide survey. *PLoS ONE* **9**.
- Servin J, Rau JR, Delibes M. 1991. Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Donana, SW Spain. *Acta Theriologica* **36**:369–373.
- Skinner C, Skinner P, Harris S. 1991. An analysis of some of the factors affecting the current distribution of Badger *Meles meles* setts in Essex. *Mammal Review* **21**:51–65.
- Smithers HN. 1971. The mammals of Botswana. Marden Printers (Put.) Ltd. Salisbury, Rhodesia.
- Swann DE, Hass CC, Dalton DC, Wolf SA. 2004. Infrared-Triggered Cameras for Detecting Wildlife: An Evaluation and Review. *Source: Wildlife Society Bulletin* **32**:357–365.

- Tannerfeldt M, Elmhagen B, Angerbjörn A. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* **132**:213–220.
- Tobler M. 2015. Camera Base. San Diego Zoo Global Institute for Conservation Research.
- Torres RT, Fonseca C. 2016. Perspectives on the Iberian wolf in Portugal: population trends and conservation threats. *Biodiversity and Conservation* **25**:411–425.
- Treves A, Karanth KU. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* **17**:1491–1499.
- Trigstrom H. 2009. Moonphase.
- van der Zee FF, Wiertz J, Ter Braak CJF, van Apeldoorn RC, Vink J. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* **61**:17–22.
- Vanak AT, Gompper ME. 2009. Dogs *canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. *Mammal Review* **39**:265–283.
- Verdade LM, Rosalino LM, Gheler-Costa C, Pedroso NM, Lyra-jorge MC. 2011. Chapter 2 em Rosalino LM, Gheler-Costa C, editores. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia Carnivora) to agricultural landscapes in Mediterranean europe and Southeastern Brazil: A trophic perspective in Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes. Nova Science Publishers, Inc.
- Virgós E, Casanovas G. 1997. Habitat selection of genet *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. *Acta Theriologica* **42**: 169-177.
- Virgós E, Casanovas G. 1997. Distribution patterns of the Stone marten (*Martes foina* Erxleben, 1777) in Mediterranean mountains of central Spain. *Säugetierkd* **63**:193–199.
- Vicente M. 2008. Efeitos da dimensão e distância de fragmentos de habitats não-matriz para a diversidade de mamíferos do montado de sobreiro da Serra de Grândola. Tese de Mestrado. Universidade de Lisboa.
- Wereszczuk A, Zalewski A. 2015. Spatial niche segregation of sympatric stone marten and pine marten - Avoidance of competition or selection of optimal habitat? *PLoS ONE* **10**:1–21.
- Wolfe JL, Tan Summerlin C. 1989. The influence of lunar light on nocturnal activity of the old-field mouse. *Animal Behaviour* **37**:410–414.
- Wrobel A, Bogdziewicz M. 2015. It is raining mice and voles: which weather conditions influence the activity of *Apodemus flavicollis* and *Myodes glareolus*? *European Journal of Wildlife Research* **61**:475–478.
- Ziv Y, Abramsky Z, Kotler B, Subach A. 1993. Interference Competition and Temporal and Habitat Partitioning in Two Gerbil. *Oikos* **66**:237-246.

Referências bibliográficas segundo as regras da revista: Conservation Biology

## 9- Anexos

### 9.1 - Espécies de mesocarnívoros terrestres

Raposa



Fuinha



Texugo



Geneta



Sacarrabos



## 9.2 - Outras espécies

Cão



Lontra

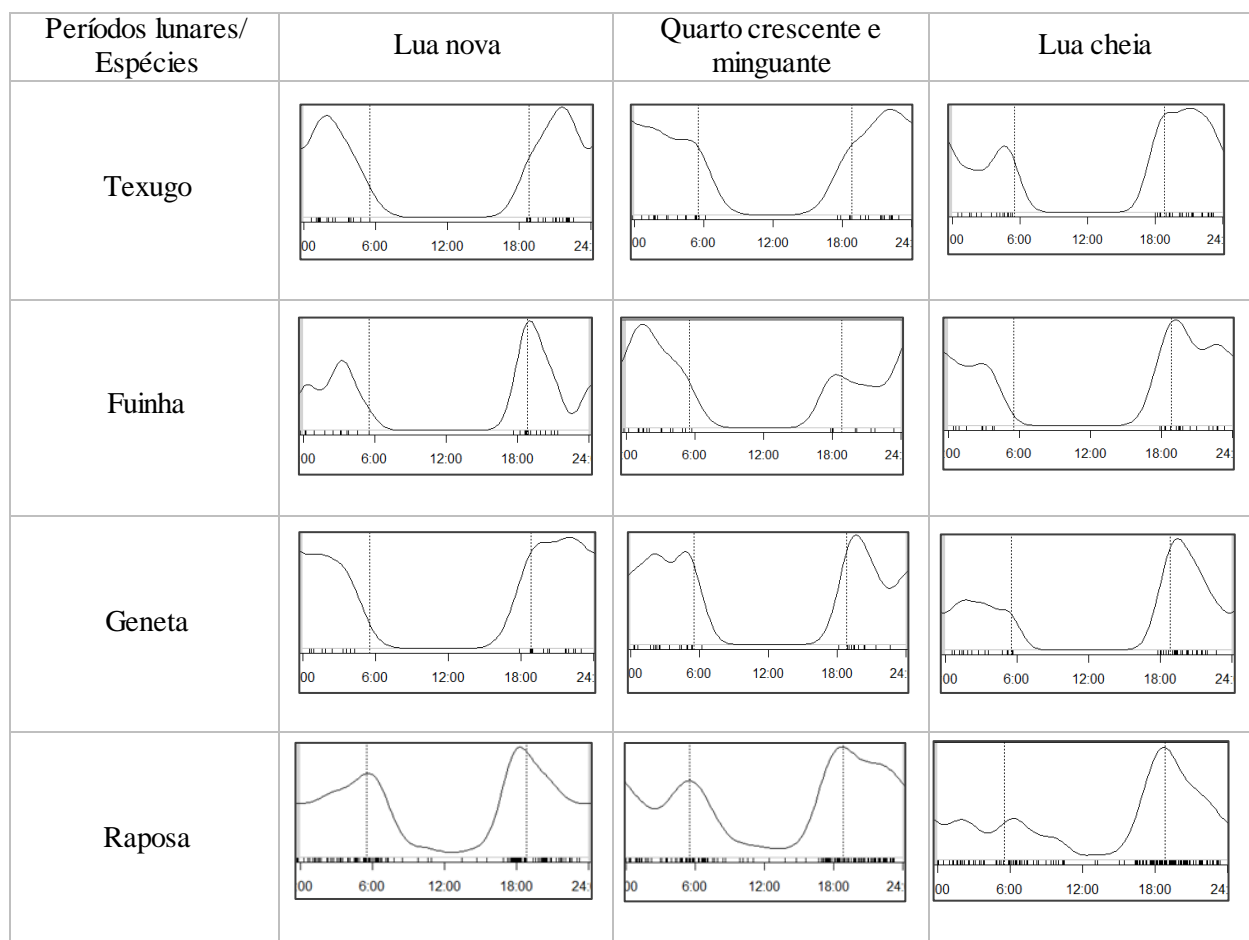


Gato doméstico



Anexo 9.1- Fotografias relativas à armadilhagem fotográfica na área de estudo.

### 9.3- Padrões de atividade referentes aos períodos do ciclo lunar



Anexo 9.2- Padrões de atividade relativos aos três períodos do ciclo lunar para as quatro espécies noturnas presentes na área de estudo.

### 9.4- Índice de seletividade de Jacobs referente ao estudo na Companhia das Lezírias

Espécies	JSI noite	JSI amanhecer	JSI dia	JSI anoitecer
Raposa	0,437	-0,040	-0,763	0,241
Texugo	0,947	-0,914	-1,000	-0,633
Geneta	0,702	-0,687	-1,000	0,224
Sacarrabos	-0,898	-0,069	0,600	0,444
Gato-bravo	0,292	0,065	-0,554	0,209

Anexo 9.3- Índice de seletividade de Jacobs (JSI) das cinco espécies detetadas para cada um dos períodos do ciclo diário na Companhia das Lezírias (Santos 2014).